

R 3835
Décembre 1979

Trimestriel

fascicule 4

BULLETIN D'ÉCOLOGIE

Publié avec le concours du Centre National de la Recherche Scientifique

Tome 10

SOCIÉTÉ D'ÉCOLOGIE

(Reconnue d'utilité publique par décret du 31 mars 1976)

Secrétariat : 4, avenue du Petit Château, 91800 BRUNOY.

(Voir en p. III de couverture pour le règlement des cotisations à MASSON & C^{ie}).

Bureau pour l'année 1979 :

Président : J. A. RIOUX, Laboratoire de Parasitologie, rue Auguste Broussonnet, 34000 Montpellier.

Vice-Président : P. PESSON, I.N.A., Laboratoire de Zoologie, Biologie animale et Ecologie, 16, rue Claude Bernard, 75231 Paris Cedex 05.

Deuxième Vice-Président : J.-Cl. LEFEUVRE, Professeur au Muséum, 4, avenue du Petit Château, 91800 Brunoy.

Présidents honoraires : G. LEMÉE et P. GRISON.

Secrétaire général : Claude DELAMARE DEBOUTTEVILLE, Laboratoire d'Ecologie générale, 4, avenue du Petit Château, 91800 Brunoy.

Secrétaire générale adjointe : Germaine RICOU, Laboratoire de Zoologie agricole, 16, rue Dufay, 76100 Rouen.

Trésorier : Professeur JARRY, Faculté de Médecine, rue Auguste Broussonnet, 34000 Montpellier.

Trésorier adjoint : Professeur M. AMANIEU, Laboratoire d'Hydrobiologie, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, place Eugène Bataillon, 34060 Montpellier Cedex.

Secrétaire du Bulletin : Roger DAJOZ, Laboratoire d'Ecologie générale, 4, avenue du Petit Château, 91800 Brunoy.

Conseil pour l'année 1979 :

AMANIEU Michel, Professeur, Laboratoire d'Hydrobiologie, Université des Sciences et techniques du Languedoc, place Eugène Bataillon, 34060 Montpellier Cedex.

BLONDEL Jacques, Maître de recherche, Station Biologique de la Tour du Valat, C.N.R.S., Le Sambuc, 13200 Arles.

BOUDOURESQUE Charles, Professeur, U.E.R. des Sciences de la Mer et de l'Environnement, Luminy, Laboratoire de Biologie Végétale, 70, route Léon Lachamp, 13288 Marseille Cedex 2.

COINEAU Yves, Professeur, Laboratoire Arago, Biologie marine, 66650 Banyuls-sur-Mer.

DAJOZ Roger, Sous-Directeur, Laboratoire d'Ecologie générale, 4, avenue du Petit Château, 91800 Brunoy.

DELAMARE DEBOUTTEVILLE Claude, Professeur, Laboratoire d'Ecologie générale, 4, avenue du Petit Château, 91800 Brunoy.

GEHU Jean-Marie, Professeur, Laboratoire de Botanique Systématique et Ecologique, Faculté de Pharmacie, rue Laguesse, 59000 Lille.

GOUNOT Michel, Professeur, Institut de Botanique, 28, rue Goethe, 67083 Strasbourg.

JARRY Daniel, Professeur, Laboratoire de Parasitologie, Faculté de Médecine, Institut de Botanique, rue Auguste Broussonnet, 34000 Montpellier.

LACOSTE Alain, Laboratoire d'Ecologie végétale, 1, place Leclerc, 25042 Besançon Cedex.

LAMOTTE Maxime, Professeur, Ecole Normale Supérieure, Laboratoire de Zoologie, 46, rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05.

LASSERRE Pierre, Maître Assistant, Institut Universitaire de Biologie marine, Station de Biologie d'Arcachon, 2, rue du Professeur Jolyet, 33120 Arcachon.

LAUBIER Lucien, Professeur, Centre National pour l'Exploitation des Océans, 66, avenue d'Iéna, 75116 Paris.

LEBRETON Philippe, Professeur, Université Claude Bernard Lyon I, Département de Biologie végétale, Service de Phytochimie et Phytophysiologie, 43, boulevard du 11 novembre 1918, 69621 Villeurbanne.

LEFEUVRE Jean-Claude, Professeur au Muséum, 4, avenue du Petit Château, 91800 Brunoy.

LEGAY Jean-Marie, Professeur, Université Claude Bernard Lyon I, Unité d'Enseignement et de Recherche des Sciences de la Nature, Département de Biologie générale et appliquée, Laboratoire de Biométrie 43, boulevard du 11 novembre 1918, 69621 Villeurbanne.

MASSOUD Zaher, Maître de recherche, Laboratoire d'Ecologie générale, 4, avenue du Petit-Château, 91800 Brunoy.

OZENDA Paul, Professeur, Botanique et Biologie végétale et Station Alpine du Lautaret, Cedex 53, 38 Grenoble Gare.

PESSON Paul, Professeur, I.N.A., Laboratoire de Zoologie, Biologie animale et Ecologie, 16, rue Claude Bernard, 75231 Paris Cedex 05.

RAMADE François, Professeur, Laboratoire de Zoologie, Université de Paris Sud, 91405 Orsay.

M^{me} RICOU Germaine, Ingénieur agronome, Laboratoire de Zoologie agricole, 16, rue Dufay, 76100 Rouen.

RIOUX Jean-Antoine, Professeur, Laboratoire de Parasitologie, rue Auguste Broussonnet, 34000 Montpellier.

ROUX Albert, Maître de recherche, Département de Biologie animale et Zoologie, 43, boulevard du 11 novembre 1918, 69621 Villeurbanne.

TREHEN Jean-Marie, Professeur, Station Biologique de Paimpont, 35380 Plélan-le-Grand.

VANNIER Guy, Maître de recherche, Laboratoire d'Ecologie générale, 4, avenue du Petit Château, 91800 Brunoy.

Comité de Rédaction

MM. M. AMANIEU, Montpellier. — A. BROSSET, Brunoy. — J.-J. CORRE, Lab. géobot. méditerranéen, Montpellier. — R. DAJOZ, Brunoy. — C. DELAMARE DEBOUTTEVILLE, Brunoy. — H. DECAMPS, Lab. Zool. Fac. Sc., Toulouse. — M. GOUNOT, Strasbourg. — Ch. LECORDIER, E.N.S., Paris.

R 3835

Décembre 1979
Trimestriel

fascicule 4

BULLETIN D'ÉCOLOGIE

SOCIÉTÉ D'ÉCOLOGIE

Reconnue d'utilité publique par décret du 31 mars 1976

SECRÉTARIAT GÉNÉRAL

4, Avenue du Petit-Château
91800 BRUNOY, Essonne (France)

Publié avec le concours financier du Centre National de la Recherche Scientifique

Tome 10



Bibliothèque Centrale Muséum



3 3001 00041518 1

BULLETIN D'ÉCOLOGIE

— Tome 10 - 1979 - n° 4 - Décembre —

SOMMAIRE

C. AMIARD-TRIQUET. — Synthèse bibliographique sur la radioécologie du plutonium et des autres transuraniens dans les milieux aquatiques	241
P. ROBAUX et D. BARBIER. — Une niche écologique peu connue : Les poussières des maisons. Son exploitation par les Acariens. Son rôle dans l'asthme bronchique	279
C. POINSOT et M. ROGER. — Analyse préliminaire des relations entre le milieu et le peuplement humain sur le littoral de Dunkerque	291
D. BAY. — Etude <i>in situ</i> de la respiration d'une communauté benthique infralittorale au voisinage du laboratoire sous-marin Hydrolab	307
P. DAGET. — Etudes sur la végétation du Massif Central. — III. Place du pin sylvestre dans le climax du hêtre en Margeride	315
Résumés de thèses	327
Analyses d'ouvrages	339
Annnonce du Colloque : Ecologie montagnarde	278

AVIS A TOUS LES MEMBRES DE NOTRE SOCIÉTÉ

Les membres de la société d'Ecologie qui n'ont pas encore acquitté leur cotisation pour 1978, 1979, 1980 sont priés de se mettre en règle aussitôt que possible en adressant leurs chèques au Secrétariat Général, 4, avenue du Petit Château, 91800 BRUNOY, qui les transmettra au Trésorier après mise à jour du fichier. Les chèques doivent être adressés impersonnellement à **Monsieur le Trésorier de la Société d'Ecologie, C.C.P. La Source 30.279.62.**

Abonnements	1978	1979	1980
Particuliers Français	110 F	150 F	150 F
Collectivités Françaises	180 F	250 F	250 F
Particuliers Etrangers	120 F	200 F	200 F
Collectivités Etrangères	200 F	270 F	270 F

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA RADIOÉCOLOGIE DU PLUTONIUM ET DES AUTRES TRANSURANIENS DANS LES MILIEUX AQUATIQUES

par C. AMIARD-TRIQUET

Laboratoire de Biologie Marine, Université de Nantes, Faculté des Sciences,
2, chemin de la Houssinière, 44072 Nantes CEDEX (France)

RÉSUMÉ

L'importance des transuraniens dans les activités humaines futures est évoquée puis les principales sources de contamination des milieux aquatiques (retombées des explosions nucléaires dans l'atmosphère, effluents des usines de traitement du combustible irradié, accidents) sont passées en revue.

Les transuraniens injectés dans les eaux naturelles ont un comportement complexe, en particulier le plutonium qui, en solution, présente plusieurs états d'oxydation susceptibles de coexister, qui a tendance à se complexer, à s'hydrolyser, les produits de l'hydrolyse donnant lieu à une polymérisation.

Le plutonium et l'américium s'associent rapidement aux particules en suspension, vivantes ou inertes, organiques ou minérales. Le sédiment constitue le principal réservoir pour le plutonium et l'américium. Les auteurs accordent une importance très variable aux échanges sédiment $\rightarrow$ eau ou sédiment $\rightarrow$ organismes benthiques qui pourraient avoir lieu ultérieurement.

Les facteurs de concentration par rapport à l'eau varient de quelques unités chez certains Poissons à 5 ± 10^5 pour du phytoplancton marin. La contamination externe est généralement très importante. Il ne semble pas y avoir d'amplification biologique de la contamination au long des chaînes alimentaires. Cependant, chez les organismes aquatiques, l'absorption intestinale du plutonium est nettement plus importante qu'on ne l'espérait d'après les données concernant les Mammifères.

On connaît très mal l'influence des facteurs écologiques sur l'accumulation biologique des transuraniens. Les données concernant l'élimination de ces radionucléides et leur radiotoxicité à l'égard des organismes aquatiques sont très rares.

ABSTRACT

The potential uses of transuranium nuclides in future peace-time technology and the main sources of environmental contamination (fallout from nuclear weapons testing, wastes from reprocessing plants, accidents) are reviewed.

The environmental chemistry of actinide elements is complex, particularly that of Pu which can exist simultaneously in several oxidation states in solution. The actinides exhibit a tendency to form complexes with organic or inorganic ligands, to hydrolyse and to polymerize.

Pu and Am become rapidly associated with suspended particles, phytoplankton as well as tripton. The sediment is the main reservoir for Pu and Am in the aquatic environment. The assessment of the importance of the subsequent transfers sediment $\rightarrow$ water or sediment $\rightarrow$ benthic organisms differs considerably from an author to another.

Concentration factors vary from some units in certain fishes to 5 ± 10^5 for marine phytoplankton. The external contamination is generally very important. The analysis of the relative contamination of various components of different ecosystems shows a general trend of decreasing concentration of transuranium nuclides at higher trophic levels. However, the gastrointestinal absorption of actinides from food is plainly higher in aquatic organisms than in mammals.

The influence of ecological factors upon the biological accumulation of transuranium nuclides is poorly understood. Data about the biological elimination of these radionuclides and about their radiotoxicity to aquatic organisms are very scarce.

SOMMAIRE

1. Introduction : Importance des transuraniens dans la protection de l'Homme et de son environnement	242
2. Origine des transuraniens dans les milieux aquatiques	243
21. Retombées des explosions nucléaires dans l'atmosphère	245
22. Déchets des usines de traitement des combustibles irradiés	245
23. Accident du SNAP-9A	246
24. Sources locales	246
3. Comportement des transuraniens dans les eaux naturelles	247
31. Caractéristiques chimiques des transuraniens en solution	247
32. Influence de l'origine des transuraniens sur les formes physico-chimiques introduites dans les eaux naturelles	247
33. Devenir des transuraniens dans les eaux naturelles	248
331 - Plutonium	248
332 - Autres transuraniens	249
4. Echanges eau-sédiment	251
41. Association des transuraniens à la phase sédimentaire	251
42. Devenir des transuraniens après sorption sur les sédiments	252
421. Déplacements horizontaux	252
422. Migrations verticales, désorption et resuspension des transuraniens fixés sur les sédiments	253
4221. Etudes en milieu marin	253
4222. Etudes en milieu d'eau douce	253
4223. Etudes expérimentales de la désorption	254
5. Les transuraniens chez les organismes aquatiques	254
51. Données quantitatives sur l'accumulation biologique des transuraniens	254
52. Mécanismes de l'accumulation	259
521. Accumulation des transuraniens par les végétaux aquatiques	260
522. Accumulation des transuraniens par les animaux aquatiques	260
5221. Organotropisme des transuraniens	260
5222. Transfert des transuraniens dans la chaîne alimentaire	264
5223. Transfert des transuraniens du sédiment aux animaux benthiques	264
53. Influence de la forme physico-chimique des transuraniens sur leur accumulation par les organismes vivants	266
54. Elimination du plutonium	266
55. Effets de l'irradiation due aux transuraniens sur les organismes aquatiques	267
6. Conclusion	268

1. — INTRODUCTION : IMPORTANCE DES TRANSURANIENS DANS LA PROTECTION DE L'HOMME ET DE SON ENVIRONNEMENT

Les transuraniens dont les numéros atomiques sont supérieurs à celui de l'uranium ($Z > 92$) résultent presque exclusivement des activités humaines. Signalons cependant à titre anecdotique que, dans certains minerais exceptionnellement riches en uranium, la capture de neutrons par ^{238}U a donné naissance à de très faibles traces de plutonium naturel (GARNER et coll., 1948, cité par PILLAI et MATHEW, 1976). Le plutonium existe à des concentrations de $3,6 \cdot 10^{-12}$ g/g d'apatite et $2,9 \cdot 10^{-12}$ g/g de zircon (CHERDYNTSEV et coll., 1965). De plus, on a découvert au Gabon, un réacteur nucléaire naturel dans lequel se forme du ^{239}Pu (EDSALL, 1976).

Les utilisations potentielles des transuraniens, et en particulier du Pu, dans les technologies pacifiques de l'avenir sont nombreuses. Si elles doivent effectivement être mises en œuvre, les taux de production à la fin du siècle seront de l'ordre de quelques kilogrammes à quelques dizaines de tonnes par an selon les pays et les produits. D'après les prévisions de la Commission Fédérale de l'Energie sur les besoins d'énergie des U.S.A. et sur l'importance relative de l'énergie atomiques dans les décades à venir, SEABORG (1970) a calculé la production et/ou l'utilisation annuelles de divers transuraniens. Pour le curium 244, la production passerait de 40 kg annuels pour la période 1970-1980 à 200 kg par an pour la période 1990-2000; pour le plutonium 238 (utilisé comme source d'énergie dans les stimulateurs cardiaques et dans les véhicules spatiaux), de 10-20 à 6 000 kg/an. Les quantités de plutonium 239 (utilisé pour la production d'énergie électrique dans les réacteurs à neutrons rapides ou dans les surgénérateurs) produites en l'an 2000 seraient de l'ordre de 1 000 t au niveau mondial si les programmes électronucléaires prévus étaient réalisés (CFDT, 1975). En France, la production actuelle de pluto-

nium est de l'ordre de 1 t par an et le programme électronucléaire prévu entraînerait une production de 10 t/an en 1985 (CFDT, 1975).

LANGHAM (1971), passant en revue les sources potentielles d'injection de plutonium dans l'environnement, envisage le rejet incontrôlé de déchets liquides, gazeux ou solides par les réacteurs de puissance ou les usines de traitement du combustible irradié; l'accident pouvant affecter l'intégrité de l'enceinte d'un réacteur; les accidents classiques comme un incendie sur le site d'une usine de traitement; les accidents dans le transport du combustible irradié ou rechargé. Les générateurs thermoélectriques au ^{238}Pu peuvent également être concernés au niveau de la fabrication, du transport ou d'accidents survenant aux véhicules spatiaux qu'ils équipent (mise en orbite manquée, incendie lors de la rentrée dans l'atmosphère...). L'accroissement des quantités mises en œuvre entraîne une augmentation des risques de contamination accidentelle.

La gestion des déchets est capitale dans le contrôle de la contamination de l'environnement. Les experts de l'OCDE estiment qu'à la fin du siècle, 100 MCi de déchets seront constitués annuellement par les transuraniens autres que ^{239}Pu (^{241}Am , ^{243}Am , ^{244}Cm) en Europe occidentale. D'après LE QUINIO (1976) et la CFDT (1975), le taux de récupération du ^{239}Pu au cours du traitement des combustibles irradié serait de 99 % environ. Une fraction du plutonium traité peut être introduite dans les milieux aquatiques avec les effluents liquides. Elle atteindrait 0,3 % du Pu produit au Royaume Uni par les réacteurs de type « magnox » (PRESTON, 1975).

Signalons enfin que certains pays effectuent encore périodiquement des essais nucléaires dans l'atmosphère.

Les principaux isotopes du plutonium (238 , 239 , 240) présents dans les retombées des explosions nucléaires (JOSEPH et coll., 1971) ou résultant de l'utilisation pacifique de l'énergie atomique (LE QUINIO, 1976), sont des émetteurs α d'énergies comprises entre 5,1 et 5,5 MeV et de périodes longues ou très longues (Tableau I). Le plutonium 241 , émetteur β , γ de période relativement courte

TABLEAU I

Propriétés nucléaires des transuraniens
(D'après CHERRY et SHANNON, 1974; LE QUINIO, 1976)

Isotope	Période biologique (ans)	Type du principal rayonnement	Energie (MeV)
^{244}Pu	80.10^6	α	4,6
^{243}Pu	5 heures	β	0,6
^{242}Pu	379.10^3	α	4,9
^{241}Pu	13	β, γ	0,1-0,02
^{240}Pu	6580	α	5,2
^{239}Pu	$2,4.10^4$	α	5,1
^{238}Pu	86	α	5,5
^{241}Am	458	α	5,5
^{237}Np	$2,1.10^6$	α	4,7
^{239}Np	2,3 jours		
^{242}Cm	0,45	α	6,1
^{244}Cm	17,6	α	5,8

a pour descendant l'américium 241 de période 458 ans (Tableau I).

La radiotoxicité élevée du Pu due à l'émission de rayonnements très ionisants et sa persistance dans l'environnement posent un problème de radioprotection de l'Homme et de son environnement. Il nous a donc paru utile de rassembler les données permettant de mieux cerner le comportement des transuraniens dans les milieux aquatiques et leur transfert à l'Homme par les chaînes alimentaires.

2. — ORIGINE DES TRANSURANIENS DANS LES MILIEUX AQUATIQUES (Tableau II)

Quantitativement, trois sources principales peuvent être envisagées : les retombées des explosions nucléaires dans l'atmosphère, l'accident d'un satellite de type SNAP et le traitement des combustibles irradiés. De plus, différentes sources conduisant à une dis-

TABLEAU II
Principales voies d'introduction des transuraniens dans l'environnement aquatique

Isotope	Origine	Localisation géographique	Quantités injectées dans l'environnement (kCi)	Concentrations dans les eaux
^{238}Pu	Retombées	Site des explosions	3,3 (1)	eaux océaniques 2.10^{-4} pCi/l (8)
		Dispersion mondiale	9,9 (1)	
		— Hémisphère Nord (80 %)	7,92 (2)	
		— Hémisphère Sud (20 %)	1,98 (2)	
	SNAP-9A	Dispersion mondiale	17 (1)	
		— Hémisphère Nord (30 %)	5,1 (2)	à proximité de la côte, 2 fCi/l (9)
		— Hémisphère Sud (70 %)	11,9 (2)	
	Traitement des combustibles irradiés	Windscale (G.-B.) La Hague (France)		
$^{239,240}\text{Pu}$	Retombées	Site des explosions	106,7 (1)	eaux de surface Eniwetok : $1,25-70,76$ pCi/m ³ (10)
				Bikini : $3-69$ pCi/m ³ (11)
		Dispersion mondiale	320,1 (1)	
		— Hémisphère Nord (80 %)	256 (2)	eaux océaniques : 7.10^{-4} pCi/l (8)
				Grands lacs américains : $0,45-1$ fCi/l (12)
		— Hémisphère Sud (20 %)	64 (2)	eaux de surface du Pacifique Sud : $1,3-2,6.10^{-4}$ pCi/l (13)
	Traitement des combustibles irradiés	Windscale La Hague	peu inférieur à 10 quelques Ci/an (4,5)	au point de rejet : 1 pCi/l (3)
				à proximité du point de rejet : 0,04 pCi/l (14)
				à proximité de la côte : 0,01 pCi/l (9)
	Accident B-52	Thulé (Groënland)	$\approx 25.10^{-3}$ (1)	maximum : 76 fCi/l (15)
^{241}Am	Retombées	Site des explosions	40 (6)	eaux de surface Eniwetok : $1,5-61$ fCi/l (11)
		Dispersion mondiale		Atlantique Nord (0 à 3000 m) : $< 0,1$ dpm/100 kg (16)
				Eaux de surface en Méditerranée : $0,03-0,09$ fCi/l (17)
	Traitement des combustibles irradiés	Windscale La Hague	10,8 de 1968 à 1974 (7)	à proximité de la côte : 1,6 fCi/l (9)

- (1) WRENN, 1974.
- (2) HARDY, 1974.
- (3) HETHERINGTON et coll., 1975.
- (4) LE QUINIO, 1976.
- (5) C.F.D.T., 1975.
- (6) HARLEY, 1971.
- (7) HETHERINGTON et coll., 1976.
- (8) CHERRY et SHANNON, 1974.
- (9) MURRAY et KAUTSKY, 1976.

- (10) SCHELL et WATERS, 1975.
- (11) NEVISST et SCHELL, 1975 a.
- (12) WAHLGREN et NELSON, 1972.
- (13) MIYAKE et SUGIMURA, 1976.
- (14) FRAZIER et GUARY, 1975.
- (15) AARKROG, 1970.
- (16) LIVINGSTON et BOWEN, 1975 a.
- (17) FUKAI et coll., 1976.

persion moins importante de transuraniens dans l'environnement seront passées en revue.

21. LES RETOMBÉES DES EXPLOSIONS NUCLÉAIRES DANS L'ATMOSPHÈRE.

D'après WRENN (1974), les explosions nucléaires qui se sont succédées de 1947 à 1974 auraient entraîné l'introduction dans l'environnement de 110 kCi de plutonium qui se sont déposés à proximité des sites d'essais et de 330 kCi de plutonium dispersés à l'échelle mondiale. Des estimations plus anciennes font apparaître des chiffres semblables ou un peu plus élevés mais du même ordre de grandeur (PILLAI et coll., 1964; JOSEPH et coll., 1971; LANGHAM et HARLEY, non publié, cité par DIX et DOBRY, 1972; HARDY et coll., 1973). Dans les retombées, le ^{238}Pu représenterait 3 % du Pu total, ^{239}Pu , 58 % et ^{240}Pu , 39 % (WRENN, 1974). Signalons toutefois que l'explosion des engins contenant du Pu entraîne la production des isotopes dans un rapport différent de celui correspondant à la production de ^{239}Pu , ^{240}Pu par capture neutronique dans ^{238}U (NOSHKIN et GATROUSIS, 1974).

Dans l'hémisphère Nord se sont déposés 80 % du ^{238}Pu et du ^{240}Pu (HARDY, 1974) à raison de 1 à 2 mCi de $^{239}\text{Pu}/\text{km}^2$ dans la zone tempérée et de 0,2 à 0,4 mCi/ km^2 dans la zone arctique (AARKROG, 1970). Dans les zones océaniques, cela conduit à des concentrations moyennes de $7 \cdot 10^{-4}$ pCi de $^{239}\text{Pu}/\text{l}$ (CHERRY et SHANNON, 1974).

Dans les retombées, le niveau d'activité de l'américium 241 correspond à 25 % de l'activité du plutonium 239 (HARDY, 1974). Au cours de la période 1960-1970, environ 40 kCi d'américium ont été dispersées dans l'environnement (HARLEY, 1971). De plus, la décroissance du ^{241}Pu amènerait le ^{241}Am au même niveau que ^{239}Pu en 70 ans environ (HOLM et PERSSON, 1977).

Nous disposons de fort peu de données sur les autres transuraniens. Cependant, signalons que NOSHKIN (1973, non publié, cité par VOLCHOK, 1974) a détecté du ^{237}Np dans les échantillons provenant du site d'essais américains d'Eniwetok.

22. DÉCHETS DES USINES DE TRAITEMENT DES COMBUSTIBLES IRRADIÉS.

Pour l'usine britannique de Windscale, il est admis que 0,1 à 1 % du plutonium traité est rejeté avec les effluents liquides de faible activité. La présence d'autres actinides est minime, sauf celle de l'américium 241 qui s'accroît dans les déchets du fait de la décroissance du ^{241}Pu (MORLEY et KELLY, 1974; PRESTON, 1975). Pour l'ensemble des isotopes du Pu, les décharges mensuelles moyennes de Windscale en mer d'Irlande ont varié de 41 Ci/mois en 1967 à 104 Ci/mois en 1974 (maximum : 148 Ci/mois en 1973). Pour l'américium, les décharges mensuelles sont passées de 48 Ci/mois en 1968 à 266 Ci/mois en 1974. Des traces de neptunium et de ^{242}Cm sont également présentes dans les déchets (HETHERINGTON et coll., 1975, 1976). Ce dernier isotope a d'ailleurs été détecté dans des *Fucus* provenant de la mer d'Irlande (LIVINGSTON, 1973, non publié, cité par VOLCHOK, 1974). Des quantités nettement moindres sont rejetées par l'usine de Dounreay (MITCHELL, 1973).

Par contre, dans les effluents liquides rejetés par chacune des usines françaises (UP 1, Marcoule; UP 2, La Hague) on compterait environ quelques curies de ^{239}Pu par an (LE QUINIO, 1976 et CFDT, 1975) avec un rapport $^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$, ^{240}Pu voisin de 0,16 pour La Hague (FRAIZIER et GUARY, 1975). De l'américium 241 et des traces de ^{242}Cm et ^{244}Cm ont également été détectés dans l'eau de mer à proximité de La Hague (MURRAY et KAUSKY, 1976).

Les différences de concentration des transuraniens dans l'eau de mer aux environs des différentes usines reflètent vraisemblablement des niveaux de rejet variables mais aussi des milieux récepteurs très dissemblables, en particulier du fait de la courantologie. Par exemple, à des distances sensiblement identiques du point de rejet, ces concentrations atteindraient environ 0,1 à 0,2 pCi de $^{239}\text{Pu}/\text{l}$ pour Windscale (HETHERINGTON et coll., 1975), 0,01 pCi/l pour La Hague et 0,005 pour Dounreay (MURRAY et KAUSKY, 1976). Sur la côte proche du point de rejet, ces valeurs atteignent 0,5 pCi de

$^{238}\text{Pu}/\text{l}$ en mer d'Irlande (HETHERINGTON et coll., 1975) et 0,04 pCi/l sur la côte Nord-Ouest du Cotentin (GUEGUENIAT, non publié, cité par FRAIZIER et QUARY, 1975). Dans les eaux de la baie de Bombay (Inde) qui reçoivent les déchets liquides de faible activité d'une usine de traitement, les concentrations atteignent dix à cent fois celles correspondant aux seules retombées des explosions nucléaires (PILLAI et MATHEW, 1976).

23. ACCIDENT DU SNAP-9A.

En 1964, la rentrée accidentelle dans l'atmosphère d'un satellite a entraîné la dispersion de 17 kCi de ^{238}Pu (WRENN, 1974) dont 30 % se sont déposés dans l'hémisphère Nord (HARDY, 1974). Dans cette partie du monde, la concentration moyenne du ^{238}Pu dans les eaux océaniques résultant des retombées et de cet accident, s'établit à $2 \cdot 10^{-4} \text{pCi/l}$.

24. SOURCES LOCALES.

En fonctionnement normal, les réacteurs à eau légère (PWR, BWR) et les réacteurs de la filière à neutrons rapides ne libèrent pratiquement pas de Pu (LE QUINIO, 1976; YAGUCHI et coll., 1973a). Cependant des traces non mesurables de 239 , ^{240}Pu , ^{238}Pu et/ou ^{241}Am , ^{242}Cm et ^{244}Cm peuvent être détectées dans les effluents liquides et le fluide caloporteur du circuit primaire de certains réacteurs de puissance (WINKLER et coll., 1977).

Diverses installations ont pu introduire dans l'environnement de petites quantités de Pu. L'usine de production de plutonium de Mound Laboratory aurait ainsi rejeté environ 0,5 Ci de ^{238}Pu dans la Great Miami River (WRENN, 1974) auquel s'ajoutent des quantités minimes de 239 , ^{240}Pu (WAYMAN et coll., 1974). Vingt ans de fonctionnement de l'usine américaine SRP (Savannah River Plant) auraient conduit à l'introduction de 0,3 Ci de 238 , 239 , ^{240}Pu dans l'estuaire de la Savannah River (HAYES et coll., 1976) auxquels s'ajoute du ^{239}Np (NOSHKIN, 1972). Le

traitement des effluents liquides de faible activité de l'usine NFS (Nuclear Fuel Services) dans l'état de New York aurait entraîné peu de rejets : par exemple, au cours de la campagne de mai à octobre 1969, ils ont été limités à 1,8 mCi pour 238 , 239 , ^{241}Pu (MAGNO et coll., 1970). Les cours d'eau situés à l'extérieur du site de Rocky Flats auraient reçu 0,1 Ci d'uranium et de ^{239}Pu (WRENN, 1974).

Nous disposons de peu d'informations sur les autres transuraniens. NOSHKIN (1972) signale qu'on en a détecté dans les eaux de la Clinch River et à Sawmilk Creek, à proximité de l'Argonne National Laboratory (Illinois). Du ^{244}Cm a été détecté dans les sédiments de la Columbia River (BOWEN, 1975a). Des centaines de milliers de curies de ^{239}Np ont été rejetés dans la Columbia River par les réacteurs de Hanford (AIEA, 1976). Ce nucléide a lui-même une période courte (2,3 jours) mais il se désintègre en donnant du ^{239}Pu . Au cours de la période 1961-1965, ce phénomène aurait conduit à la distribution de 0,1 Ci de ^{239}Pu dans l'estuaire de la Columbia River et dans les zones côtières adjacentes (NOSHKIN, 1972).

Signalons enfin qu'en 1968, l'accident d'un avion B-52 porteur de bombes de la base groenlandaise de Thulé a entraîné l'introduction de 25 Ci dans l'environnement dont 3 environ étaient intégrées au sédiment marin (WRENN, 1974; AARKROG, 1971). Sept mois après cet événement, le bruit de fond dû aux retombées était doublé pour l'eau de mer, multiplié par 10 ou 100 pour les sédiments et par 1 000 pour certains organismes vivants. Deux ans et demi après l'accident, la radioactivité de l'eau était revenue à la valeur de base tandis que la contamination des Crevettes et des Poissons restait dix fois plus élevée que le bruit de fond et que le Pu relâché pouvait être détecté à 30 km du point d'impact (AARKROG, 1970, 1971, 1972).

Remarquons de plus que la contamination de l'environnement terrestre peut amener une contamination secondaire des milieux aquatiques par les phénomènes d'érosion. Cette source ne doit pas être négligée car les quantités de transuraniens concernées sont importantes : ainsi, les retombées directes des explosions nucléaires dans l'atmosphère sur l'estuaire

de la Savannah River n'ont été que de 0,03 Ci de 238 , 239 , ^{240}Pu tandis que le bassin versant de la rivière en a reçu 55 Ci (HAYES et coll., 1976).

3. — COMPORTEMENT DES TRANSURANIENS DANS LES EAUX NATURELLES

31. CARACTÉRISTIQUES CHIMIQUES DES TRANSURANIENS EN SOLUTION.

En solution, les actinides peuvent présenter plusieurs états d'oxydation (AHLAND et coll., 1975). Leur comportement chimique dans l'environnement est complexe, en particulier celui du Pu, car ils ont tendance à s'hydrolyser et à se polymériser (In: PATIN et coll., 1971; PRICE, 1971; DAHLMAN et coll., 1976). La capacité de complexation avec OH^- décroît dans l'ordre suivant :

$\text{Pu IV} > \text{Th IV} > \text{Am III} = \text{Cm III} > \text{U VI} > \text{Pu VI} > \text{Np V}$ (In: DAHLMAN et coll., 1976).

La tendance à s'hydrolyser serait plus faible pour Pu III que pour Pu VI (In: BULMAN, 1976). Les produits de l'hydrolyse du Pu se comportent comme des colloïdes, la taille des particules colloïdales s'accroissant quand le pH, la température et la force ionique de la solution augmentent. Les réactions inverses sont très lentes même en présence d'agents complexants solubilisants (In: PRICE, 1971). Les expériences de PILLAI et MATHEW (1976) ont montré que l'addition de matière organique dans l'eau de mer inhibe l'hydrolyse et la précipitation du plutonium. La complexation avec des substances organiques entraînerait donc une solubilisation de ce radioélément. La formation des complexes organiques ou inorganiques suivrait le même ordre des valences que l'hydrolyse (DAHLMAN et coll., 1976).

D'après AHLAND et coll. (1975), les états les plus stables en solution seraient U VI, Np V, Pu IV, Am III et Cm III. Ceci explique que le comportement de l'américium et du curium dans l'environnement soit comparable à celui des lanthanides (BOWEN et SUGIHARA, 1965; BULMAN, 1976).

Aux pH habituellement rencontrés dans l'environnement, Pu III serait instable (In: DAHLMAN et coll., 1976). Les études théoriques de POLZER (1971) et SILVER (1976) indiquent que le Pu V pourrait être une espèce importante du plutonium soluble dans les eaux naturelles. Par contre, les expériences de DAHLMAN et coll. (1976), cherchant à recréer les conditions de l'environnement, n'ont pas mis en évidence de Pu V. D'après PRICE (1971), le Pu IV colloïdal ($\text{Pu}(\text{OH})_4$) est vraisemblablement la forme physico-chimique la plus importante dans les eaux naturelles.

D'après ROBERTSON (1971) et LAI et GOYA (1966) la fraction soluble pourrait être constituée de colloïdes très fins ou de formes complexées. Ceci est en accord avec les données de DAHLMAN et coll. (1976) selon lesquelles le Pu soluble correspondrait à des complexes organiques ou inorganiques de Pu IV et à des complexes inorganiques de Pu VI. Des complexes organiques de Pu VI peuvent exister mais étant donné son potentiel d'oxydation élevé, le Pu VI est réduit par de nombreuses substances organiques (BONDIETTI et coll., 1976).

DAHLMAN et coll. (1976) font remarquer que la similitude de comportement de Pu VI et U VI est importante en termes de mobilité dans l'environnement du fait de la tendance de U VI à former des complexes solubles et stables avec les carbonates. La formation de complexes Pu-Carbonate est évoquée aussi bien dans les études théoriques (ANDELMAN et ROZZELL, 1970; POLZER, 1971) que pour expliquer le comportement du plutonium en eau de mer (LINGREN, 1966; MURRAY et FUKAI, 1975; NEVISSI et SHELL, 1975) et en eau douce (ALBERTS et coll., 1975 b).

32. INFLUENCE DE L'ORIGINE DES TRANSURANIENS SUR LES FORMES PHYSICO-CHIMIQUES INTRODUITES DANS LES EAUX NATURELLES.

Selon l'origine du plutonium, sa forme physico-chimique peut varier considérablement. C'est ainsi que pour les essais d'armes nucléaires, étant données

les températures atteintes pendant l'explosion et la nature pyrophorique du plutonium-métal, la majorité du plutonium passe vraisemblablement sous forme d'oxyde avec un pourcentage relativement élevé de particules fines (LANGHAM et coll., 1966). SILL (1975) précise que le $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ des retombées est sous forme de particules d'oxyde de diamètre voisin de 10 Å et d'après HOLLAND et VOLCHOK (1967), le diamètre des débris stratosphériques de ^{239}Pu O_2 des bombes est inférieur ou égal à 0,03 µm. De même, WAHLGREN et MARSHALL (1975) observent que seule une petite fraction des retombées est associée à des particules suffisamment grandes pour sédimenter rapidement du seul fait de la force de gravitation. Le ^{238}Pu O_2 provenant de l'accident du SNAP-9A se trouvait également sous forme de particules très fines : 0,005 à 0,058 µm (HOLLAND et VOLCHOK, 1967).

Le plutonium libéré par l'accident de Thulé était également sous forme d'oxyde mais avec des particules beaucoup plus grandes (diamètre moyen = 2 µm). Dans ces différents cas l'oxyde de plutonium peut être associé à des matériaux inactifs divers : enveloppe de la bombe, plastiques, etc. (AARKROG, 1971; BOWEN, 1975 a). De plus, la présence d'uranium-métal dans certaines bombes entraîne, par décroissance de ^{238}U et ^{240}U , la production de $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ dont la forme physico-chimique peut être différente de celle du plutonium originellement présent dans l'engin (NOSHKIN et GATROUSIS, 1974).

L'étude expérimentale de la dissolution de l'oxyde de plutonium montre que ce phénomène est influencé par l'activité spécifique de l'isotope. L'oxyde de ^{238}Pu ($AS = 17,4 \text{ Ci/g}$) se dissout beaucoup plus rapidement que l'oxyde de ^{239}Pu ($AS = 0,061 \text{ Ci/g}$) (PATTERSON et coll., 1974). La nature du combustible influe également : la dissolution des premiers combustibles, où du molybdène était associé au plutonium, est nettement moins importante que celle des combustibles avancés constitués de PuO_2 pur. Alors que pour les premiers, le taux de dissolution était sensiblement identique dans l'eau douce ou dans l'eau de mer (10 à 11,57 µCi/m²/s) pour les seconds, les taux de dissolution en eau douce (150 nCi/m²/s) est beaucoup plus élevé qu'en

eau de mer (20 nCi/m²/s) (METZ, non publié, cité par DIX et DOBRY, 1972; PATTERSON et coll., 1975). De plus, après quelques mois de séjour en milieu marin, les particules d'oxyde de plutonium peuvent être englobées dans des détritus organiques ou minéraux dont la cohésion est assurée par un mucilage et de petites Diatomées. Cette colonisation biologique peut entraîner une diminution du taux de dissolution (In : DIX et DOBRY, 1972).

D'après LINGREN (1966), le plutonium libéré par dissolution de PuO_2 en eau de mer comprend 22 % de formes cationiques, 23 % de formes anioniques et 55 % de formes neutres.

Dans les déchets liquides des usines de traitement du combustible irradié, les transuraniens sont accompagnés par des complexants organiques variés et des ions inorganiques (BOWEN, 1975 a). A court terme, le comportement chimique des transuraniens peut s'en trouver considérablement affecté. Cependant, d'après PRICE (1971), il est vrai vraisemblable que dans ces effluents le plutonium soit présent sous forme Pu IV colloïdal ($\text{Pu}(\text{OH})_4$).

33. DEVENIR DES TRANSURANIENS DANS LES EAUX NATURELLES.

331. Plutonium.

Le comportement du Pu après son injection dans les milieux aquatiques a souvent été étudié en comparaison avec ceux du strontium et du caesium, considérés comme les radionucléides solubles types. PILLAI et coll., (1964), disposant d'un petit nombre d'informations, n'avaient pas mis en évidence de différence entre les rapports Pu/Cs et Pu/Sr entre les aérosols et les eaux océaniques de surface. Par contre, des travaux plus récents sur les Océans Arctique, Atlantique et Pacifique ont montré que ces rapports étaient plus faibles dans les eaux de surface que dans les aérosols et qu'ils augmentaient ensuite en fonction de la profondeur (AARKROG, 1971; BOWEN et coll., 1971; MIYAKE et SUGIMARA, 1976). De plus, dans le Pacifique Nord-Ouest, les concentrations de Pu mesurées dans les eaux de

surface sont inférieures à celles calculées d'après l'hypothèse selon laquelle la plus grande partie du Pu serait localisée entre la surface et —100 m (MIYAKE et coll., 1970). En fait, on retrouve des concentrations de l'ordre de 10^{-15} g/l à —3 000 m (MIYAKE et SUGIMARA, 1968). De même, en mer d'Irlande, la fraction du plutonium (injecté dans l'environnement avec les effluents de Windscale) qui disparaît de la masse d'eau est beaucoup plus importante que la fraction de caesium perdue (HETHERINGTON et coll., 1975).

Ceci permet de faire l'hypothèse que dans l'océan, le Pu se sépare de ^{90}Sr et de ^{137}Cs et sédimente à un rythme nettement plus rapide que les nucléides solubles (FOLSOM, 1966; BOWEN et coll., 1971). Un phénomène identique se produit vraisemblablement dans les eaux douces puisque les taux de renouvellement du Pu dans les grands lacs américains sont relativement courts : 1 à 4 ans selon le mode d'estimation (BOWEN, 1972; WAHLGREN et NELSON, 1972). Ceci est à rapprocher du fait que la plupart des formes physico-chimiques du plutonium donnent lieu à des phénomènes d'adsorption (COLEMAN, 1965).

Dans l'eau, cette capacité d'adsorption se traduit par une association rapide avec la matière particulaire en suspension ainsi qu'en témoignent les données rassemblées dans le tableau III. Dans la Great Miami River, la radioactivité due au $^{239,240}\text{Pu}$ est sensiblement constante dans l'eau filtrée à 0,45 μ (0,1 fCi.l $^{-1}$) et dans les particules en suspension (15 fCi.g $^{-1}$ sec) (SPRUGEL et BARTELT, 1975). Dans la zone de rejet des effluents de l'usine de retraitement du Bhabha Center (Baie de Bombay, Inde), le coefficient de distribution K_d (1) entre l'eau et les parti-

cules en suspension atteint 9.10^4 (PILLAI et MATHEW, 1976).

Il serait intéressant de comparer l'importance relative des formes particulières en fonction des milieux récepteurs et des sources de pollution mais ceci est pratiquement impossible : d'une part, parce que les auteurs utilisent des filtres de mailles très différentes (Tableau III); d'autre part, parce que la concentration du plutonium dans l'eau brute dépend considérablement de la quantité de matériel en suspension ainsi que le remarquent JOHNSON et coll. (1974) pour les mares de traitement des effluents de Rocky Flats.

Les résultats obtenus par les chercheurs de l'Argonne National Laboratory sur les Grands Lacs américains indiquent que les mécanismes biologiques comprenant l'adsorption massive du plutonium sur le phytoplancton et les détritus organiques auraient un rôle prépondérant dans le cycle de cet élément dans l'environnement (BOWEN, 1972; YAGUCHI et coll., 1973 b; WAHLGREN et NELSON, 1973, 1974, 1975; WAHLGREN et MARSHALL, 1975). En milieu marin, l'accumulation biologique pourrait être également un important régulateur du devenir du Pu (BOWEN et coll., 1971; HIGGO et coll., 1977). Par exemple, chez les Euphausiacés de l'espèce *Meganyctiphanes norvegica*, les fecès représentent 99 % du Pu accumulé par l'animal. Elles sédimenteraient rapidement (126 à 862 m par jour) dans les masses d'eaux profondes en se décomposant lentement. Dans les zones riches en zooplancton, ce processus peut avoir un rôle important dans le transfert vertical du plutonium (HIGGO et coll., 1977). Par contre, pour d'autres auteurs, les processus mis en jeu seraient plutôt d'ordre géochimique (ANDELMAN et ROZZELL, 1970; HETHERINGTON et coll., 1975).

332. Autres transuraniens.

Dans l'Atlantique, le rapport $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ varie de 22 % entre 0 et —1 000 m à 31 % entre —1 000 m et le fond de l'Océan. Cette différence apparaît moins nettement pour le Pacifique où on dispose d'un nombre réduit de mesures (LIVINGSTON

$$(1) \quad K_d = \frac{M_s}{M_p} \cdot \frac{V}{m}$$

avec

M_s = radioactivité associée à la phase solide

M_p = radioactivité associée à la phase liquide

V = volume de la solution

m = masse du solide

TABLEAU III
Importance relative des formes particulières des transuraniens dans les eaux

Localisation géographique et origine des transuraniens	Milieu	Élément	% des formes particulières	Taille des particules	Références bibliographiques
RETOMBÉES					
1-Bikini (eau de surface)	eau de mer	Pu	3 à 90	> 1 μm	NOSHKIN et coll., 1974
2-Atlantique Nord			70	?	BOWEN, 1975b
eaux océaniques			90	?	-id.-
eaux côtières					
3-Pacifique Sud-Est	eau de surface 300 mètres		63	> 1 μm	GROMOV et coll., 1974
eau de surface			43	> 1 μm	-id.-
300 mètres					
EFFLUENTS					
1-Windscale (Mer d'Irlande)			80	> 1,2 μm	TEMPLETON et PRESTON, 1966
eaux de surface			30	> 0,22 μm	HETHERINGTON et coll., 1975
2-Savannah River Plant					
estuaire			50	> 1 μm	HAYES et coll., 1976
RLTOMBÉES					
1-Lac Michigan	eau douce	Pu	1 à 20	particules argileuses de 0,45 à 3 μm	WAHLGREN et MARSHALL, 1975
			5,5 à 31	Diatomées > 3 μm	-id.-
			"majorité"	< 28 ou 30 Å	ALBERTS et coll., 1974, 1975 b
			"majorité"	> 3 μm	ALBERTS et coll., 1974
EFFLUENTS					
1-Mare de traitement des effluents -Hanford (USA)			40 à 60	?	EMERY et coll., 1974
-Ashford (USA)			94	?	MAGNO et coll., 1970
2-Mound Laboratory (USA)					
-canal de rejet des effluents acides			70	argiles	TAMURA, 1976
-Miami River			80	> 0,45 μm	BARTILT et coll., 1974
3-White Oak Lake (USA)			88	> 0,45 μm	DAHLMAN et coll., 1976
EXPERIENCES		Pu (III) Pu (IV) Pu (VI)	25(pH4)-65(pH8) 20(pH4)-90(pH8) 30(pH6)-50(pH8)	> 0,45 μm > 0,45 μm > 0,45 μm	MURRAY et FUKAI, 1975 -id.- -id.-
RETOMBÉES					
Bikini : -eaux de surface	eau de mer	Am	30 à 100	> 0,3 μm	NEVISSI et SCHELL, 1975a
-eaux profondes			80 à 100	> 0,3 μm	-id.-
EFFLUENTS					
Mare de traitement des effluents de Hanford	eau douce		90	?	EMERY et coll., 1974
EXPERIENCES	-id.-		90	> 0,45 μm	NISHIWAKI et coll., 1977
EFFLUENTS					
White Oak Lake	eau douce	Cm	50	> 0,45 μm	DAHLMAN et coll., 1976

et BOWEN, 1975 a). Le devenir différent de Pu et Am serait lié à un mécanisme qui n'a pas encore été élucidé (BOWEN, 1975 a). Cependant, comme le Pu, l'américium s'associe rapidement à la phase particulaire, en eau douce, comme en eau de mer (Tableau III). Dans les eaux côtières de l'Atlantique Nord, les particules riches en Pu seraient également BOWEN, 1975 b).

L'information est quasi-inexistante pour les autres transuraniens. Nous avons cependant relevé une donnée concernant ^{244}Cm (Tableau III). Pour ^{237}Np , GOLCHERT (non publié, cité par WAHLGREN et NELSON, 1976 b) a mesuré des coefficients de distribution entre l'eau et le seston du Lac Michigan compris entre $0,01.10^6$ et $0,21.10^6$, c'est-à-dire des valeurs 10 à 100 fois moins élevées que pour Pu.

4. — ÉCHANGES EAU-SÉDIMENT

41. ASSOCIATION DES TRANSURANIENS À LA PHASE SÉDIMENTAIRE.

Afin de situer l'importance de ce processus, signalons qu'en 1964, dans les eaux côtières, les mesures *in situ* du plutonium dans les sédiments et les estimations du Pu délivré par les retombées à cette latitude montrent qu'aux incertitudes de calcul près, tout le Pu introduit dans l'environnement est associé à la phase sédimentaire. A titre de comparaison : 6 % seulement du ^{137}Cs délivré sont présents dans les mêmes sédiments (BOWEN, 1975 b). De même à Thulé, sept à huit mois après l'accident du B₂₃₅, 1 % seulement du plutonium restait en suspension ou en solution dans la phase aqueuse et si la radioactivité de l'eau avait été multipliée par deux environ après cet événement, celle du sédiment était dix à cent fois plus élevée qu'antérieurement (AARSKOG, 1970, 1971). Les prélèvements effectués en Mer d'Irlande montrent que 96 % du plutonium introduit dans le milieu pendant les douze mois précédant l'échantillonnage (1973-1974) ont disparu de la phase aqueuse. Les bilans de radio-activité des

sédiments indiquent — aux incertitudes de l'estimation près — que la totalité des rejets de Pu de Windscale au cours de la période 1960-1975 se retrouve dans les sédiments de la Mer d'Irlande (HETHERINGTON et coll., 1975). De même, 99 % du plutonium rejeté par l'usine de retraitement du Bhabha Center dans la baie de Bombay sont bloqués dans les sédiments côtiers et les sédiments de surface sont dix à cent fois plus contaminés que dans les zones soumises aux seules retombées (PILLAI et MATHEW, 1976). Au laboratoire, que ce soit dans des conditions d'aérobiose ou d'anaérobiose, le plutonium s'adsorbe sur un sédiment méditerranéen selon un coefficient de distribution de $1,5.10^4$, indépendamment de sa valence (III, IV ou VI) (DUURSMAN et PARSI, 1976).

Dans une mare d'eau douce qui reçoit les effluents du centre de Hanford, EMERY et coll. (1974) observent que le sédiment est le principal réservoir de plutonium. De même, 75 % des effluents de Rocky Flats introduits dans une mare de traitement seront transférés au sédiment en 3,1 jours (JOHNSON et coll., 1974; THOMPSON, 1975). Le coefficient de distribution entre le sédiment et l'eau du Lac Michigan est de 3.10^3 environ (WAHLGREN et coll., 1976).

En Mer d'Irlande, 90 % du ^{241}Am rejeté par l'usine de Windscale s'associent au compartiment sédimentaire (HETHERINGTON et coll., 1976) et en eau douce, EMERY et coll. (1974) observent que le sédiment est le principal réservoir pour l'américium.

Pour le curium, il semble que la sorption sur les sédiments soit également un phénomène important puisque dans le lac de White Oak, DAHLMAN et coll. (1975) observent des concentrations de ^{244}Cm de 60 dpm/g dans le sédiment et de 10^{-3} dpm/g seulement dans l'eau filtrée à 0,45 μ .

Les caractéristiques physico-chimiques du sédiment influent considérablement sur la sorption du plutonium. Le rôle de la fraction fine du sédiment est mise en évidence aussi bien pour les effluents des usines de retraitement que pour le plutonium provenant des retombées. En milieu marin, les sédiments qui retiennent le plus de ^{239}Pu sont ceux qui ont des teneurs en eau élevées, c'est-à-dire les sédiments les plus fins (BOWEN, 1972). C'est ainsi

que dans l'Atlantique Nord, WONG et coll. (1970) obtiennent des facteurs de concentration de 965 pour un sable de plage et de 21.10^3 à 23.10^3 pour des vases. En Mer d'Irlande, HETHERINGTON et coll. (1975) signalent des facteurs de concentration de $0.1.10^4$ pour les sables et de 22.10^4 pour les vases fines. Sur les côtes du Cotentin, FRAZIER et GUARY (1975) relèvent des facteurs de concentration de 1867 pour un sédiment à *Nereis* et de 227 pour un sédiment à *Arenicola*, généralement plus grossier. De même, HODGE et coll. (1974) observent que dans le sable de la zone intertidale, l'accumulation du plutonium augmente quand la taille des grains diminue.

Dans un sédiment estuarien superficiel, ALBERTS et coll. (1976 a) observent que 75 % du Pu est associé à des particules de diamètre inférieur à 20 μm . Dans le Lac Michigan, ce pourcentage atteint 80 % dont 20 % sont liés à la fraction argileuse (ALBERTS et coll., 1975 a). Dans les mares de traitement des effluents de Rocky Flats, JOHNSON et coll., (1974) observent également que les sédiments argileux montrent une grande affinité pour le plutonium. De même, TAMURA (1976) indique que dans un sédiment provenant d'un canal contaminé par les effluents acides du Mound Laboratory, près de 70 % du plutonium sont associés aux argiles.

Il semble également que la phase des hydroxydes (Fe, Mn) joue un rôle très important dans la sorption du plutonium sur les sédiments d'eau douce (ALBERTS et coll., 1974, 1975 a). Par contre, la fraction organique du sédiment a vraisemblablement un rôle mineur, sinon négatif dans la fixation du plutonium. En milieu marin, elle ne retient que 7,5 % du Pu présent dans les sédiments contaminés par les rejets du Bhabha Center (PILLAI et MATHEW, 1976) et dans les sédiments du Lac Michigan, le plutonium des retombées est très faiblement associé aux acides fulviques et humiques (ALBERTS et coll., 1974).

Des facteurs écologiques complexes peuvent affecter le comportement du plutonium à l'égard du sédiment et des particules sédimentaires en suspension. C'est ainsi que GROMOV et SPITSYN (1974 a) ont montré que l'accumulation de ^{239}Pu par le phy-

toplancton et sa ré-introduction ultérieure dans l'eau de mer avec les métabolites et les produits de décomposition des cellules algales entraînaient une augmentation du pourcentage d'adsorption sur certaines argiles.

Pour l'américium, nous disposons de renseignements peu nombreux et contradictoires, certains auteurs considérant qu'il a un comportement comparable à celui du plutonium dans les sédiments quand d'autres estiment que ces deux radionucléides ne se comportent pas de façon identique (BOWEN, 1975 a et b; HETHERINGTON et coll., 1976; EDGINGTON et coll., 1976; BOWEN et coll., non publié, cité par VOLCHOK, 1974).

42. DEVENIR DES TRANSURANIENS APRÈS SORPTION SUR LES SÉDIMENTS.

421. Déplacements horizontaux.

A la suite de l'accident de Thulé, AARKROG (1972) a remarqué que le Pu relâché dans l'Océan Arctique s'était déplacé et pouvait être détecté à 30 km du point d'impact après 2 ans et 7 mois. Dans la Baie de Bombay, PILLAI et MATHEW (1976) ont observé que, si la plus grande partie du Pu présent dans les effluents du Bhabha Center se localisait surtout à proximité du point de rejet, quelques « poches » de radioactivité plus intense pouvaient être observées dans les zones de sédimentation rapide.

Dans le Lac Michigan, le sédiment superficiel présente une concentration en plutonium sensiblement constante dans toutes les stations (0,14 à 0,40 pCi/g sec) et il semble jouer le rôle initial de stockage du Pu. La corrélation entre la distribution de la radioactivité totale et celle des sédiments dans le lac suggère un important mouvement horizontal de matériel sédimentaire. Or, l'existence de courants $> 10 \text{ cm/s}$ suffit à expliquer la remise en suspension des flocculats et des vases fines qui constituent le sédiment superficiel (KARTUNNEN et EDGINGTON, 1974; EDGINGTON et coll., 1976. ALBERTS et coll. (1975 a) observent dans le même milieu que la plus grande partie du $^{239,240}\text{Pu}$ est liée

à la phase des hydroxydes, le ^{241}Am ayant un comportement comparable à celui du Pu. LABEYRIE et coll. (1976) arrivent à des conclusions semblables pour Pu et Am dans les sédiments de l'Atlantique Nord. Ceci suggère que les oxydes de fer et de manganèse pourraient jouer le rôle d'entraîneurs dans les phases suivantes de la sédimentation : les micro-particules d'hydroxydes de l'interface eau-sédiment seraient susceptibles d'être remises en suspension par les courants et les activités des organismes benthiques puis d'être transportées et dispersées par des phénomènes physiques.

422. *Migrations verticales, désorption et resuspension des transuraniens fixés sur les sédiments.*

4221. Etudes en milieu marin.

Les auteurs ont étudié la distribution du plutonium au sein du sédiment (à l'aide de mesures *in situ*) et son intégration dans le compartiment sédimentaire (estimée par le calcul). D'après HETHERINGTON et coll. (1976), ces données indiqueraient que les transuraniens rejetés en Mer d'Irlande n'auraient donné lieu à aucune remobilisation ni à aucune migration dans les sédiments consolidés au cours d'une période de 20 ans. Par contre, dans différentes régions du monde, plusieurs auteurs ont évoqué des phénomènes de migration descendante (AARKROG, 1977; TEMPLETON et PRESTON, 1966; PILLAI et MATHEW, 1976) ou ascendante (BOWEN, 1975 a et b). Ces contradictions peuvent s'expliquer d'une part, par le fait que si une resolubilisation du Pu intervient, les quantités mises en jeu sont vraisemblablement inférieures à l'incertitude sur l'estimation du Pu présent dans le réservoir sédimentaire; d'autre part, du fait que la diffusion des radionucléides dans les sédiments en place est un phénomène très lent qui peut être aisément occulté par le remaniement des couches supérieures en fonction de la courantométrie et de la bioturbation (DUURSMA et EISMA, 1973).

Dans les lagons des atolls de Bikini et Eniwetok où ont été effectués des essais nucléaires américains, les plus fortes concentrations de Pu et Am dans

l'eau correspondent aux zones où les concentrations dans les sédiments sont les plus élevées (NEVISSI et SCHELL, 1975; WILSON et coll., 1975). La distribution observée pourrait être la conséquence d'un phénomène de dissolution et/ou remise en suspension de particules fines à l'interface eau-sédiment (NEVISSI et SCHELL, 1975). Par contre, observant qu'à Eniwetok les eaux de surface contiennent en moyenne 30 % de Pu de plus que les eaux profondes, WILSON et coll. (1975) supposent que l'origine du Pu serait plutôt les récifs et les terres émergées que les sédiments.

Différentes hypothèses ont été avancées quant aux mécanismes gouvernant le devenir du Pu dans les sédiments. D'après NOSHKIN (1972), la distribution observée pourrait résulter de phénomènes de diffusion moléculaire et de processus de sorption-désorption au sein du sédiment. Le plutonium sous forme réduite pourrait migrer dans l'eau interstitielle et, effectivement, certains sédiments marins riches en matière organique et hautement réducteurs accumulent très peu de Pu (BOWEN, 1975 b; GROMOV, 1975). Cependant, la distribution de Cs et de Pu étant souvent très voisines (BOWEN et NOSHKIN, 1973; HARDY, 1974; WAHLGREN et NELSON, 1975; SIMPSON et coll., 1976; WAHLGREN et coll., 1976), HETHERINGTON et coll. (1975) observent qu'il est difficile de concevoir comment des mécanismes physico-chimiques pourraient jouer de façon identique pour des éléments comme Cs et Pu qui ont des caractéristiques chimiques totalement différentes. Le rôle des courants et le remaniement des sédiments par les animaux benthiques ne doivent donc pas être négligés (AARKROG, 1972; NOSHKIN, 1972; SIMOLA et coll., 1977). C'est ainsi que le terrier des Annélides permettrait une pénétration dans les couches profondes de l'interface eau-sédiment et que les « deposit-feeders » pourraient remanier considérablement le sédiment puisque leurs pelotes fécales représentent jusqu'à 30 % du sédiment superficiel (0 à — 5 cm) (BOWEN et coll., 1976).

4222. Etudes en milieu d'eau douce.

Dans les Grands Lacs américains, lorsque la thermocline s'est bien établie après l'homogénéisation

des eaux au printemps, les eaux profondes présentent des concentrations plus élevées en ^{239}Pu que les eaux de surface. Ces observations étayent aussi vraisemblablement l'hypothèse d'une désorption du Pu initialement fixé sur les sédiments et réinjecté ensuite dans la colonne d'eau (BOWEN, 1974 a) que l'hypothèse d'une adsorption massive du Pu sur le phytoplancton dans les eaux superficielles et de sa sédimentation ultérieure dans les couches profondes avec les phytodétritus ou les fèces des organismes zooplanctoniques (YAGUCHI et coll., 1973 b; WAHLGREN et MARSHALL, 1975; WAHLGREN et NELSON, 1973, 1974, 1975, 1976 a). Cependant, les travaux de ALBERTS et coll. (1974) sur le Lac Michigan, les conduisent à la conclusion que la stratification saisonnière ou la pollution peuvent engendrer des systèmes naturels caractérisés par des sédiments hautement réducteurs et de fortes concentrations de matière organique contenant des agents complexants naturels. Dans ce type de système, la libération du Pu vers l'hydrosphère peut être considérée comme possible. Le rôle réducteur des substances humiques a également été mis en évidence par BONDIETTI et coll. (1976). Cependant, dans une mare d'eau douce caractérisée par une charge importante en acides organiques naturels, un potentiel redox faible et un pH voisin de 6,5, les conditions estivales d'anaérobiose n'entraînent pas d'augmentation significative de la concentration en $^{239,240}\text{Pu}$ dans les eaux hypolimniques (ALBERTS et coll., 1976 b).

4223. Etudes expérimentales de la désorption.

Les expériences de désorption de EMERY et coll. (1976) ont montré que le Pu était lié à un sédiment d'eau douce essentiellement par des liaisons fortes, en particulier avec les détritus biogéniques du sédiment superficiel. Les auteurs en déduisent que 5 à 10 % seulement du Pu présent dans les sédiments peut être disponible pour les organismes vivants.

Après agitation en présence d'eau de mer pendant 122 h d'un sédiment calcaire provenant de Bikini, le rapport des concentrations de $^{239,240}\text{Pu}$ dans l'eau et le sédiment est de $6,1 \cdot 10^{-6}$ dans des conditions de bonne oxygénation et de $2,6 \cdot 10^{-6}$ dans des conditions

d'anoxie. Le phénomène de désorption reste donc très limité (MO et LOWMAN, 1976). La désorption en présence d'eau douce du ^{239}Pu fixé sur des sédiments marins n'est pas totale. Le pourcentage non désorbable atteint 80 % pour des argiles rouges mais 40 % seulement pour des vases à Diatomées (GROMOV, 1975). La désorption en présence d'eau de mer normale du Pu (initialement à l'état III, IV ou VI) et de l'Am (initialement à l'état III) fixés sur un sédiment d'eau douce est faible : à pH 8, elle atteint 5 à 15 % mais à pH 7, si la désorption du Pu est inchangée, celle de l'Am est doublée (MURRAY et FUKAI, 1975).

L'américium fixé sur les sols serait plus facilement désorbable que le plutonium (In : PRICE, 1971) ce qui expliquerait l'observation d'EDSALL (1976) selon laquelle les plantes accumuleraient plus d'Am que de Pu. Pour un sédiment d'eau douce, EMERY et coll. (1976) indiquent que 90 à 96 % de l'Am sont liés au sédiment superficiel par des liaisons fortes. Par contre, dans le sédiment sub-superficiel, 30 % de l'Am sont solubles dans l'eau interstitielle et 50 % peuvent être extraits par des solutions d'oxalate ou d'EDTA.

5. — LES TRANSURANIENS CHEZ LES ORGANISMES AQUATIQUES

51. DONNÉES QUANTITATIVES SUR L'ACCUMULATION BIOLOGIQUE DES TRANSURANIENS.

Dans les tableaux IV à VIII, nous avons réuni les valeurs des facteurs de concentration (F.C.) (2) du Pu chez des organismes dulça quicoles et marins représentatifs des principaux groupes systématiques. Si l'interprétation fine de ce type de données est délicate, (BITTEL et LACOURLY, 1968), le facteur de concentration permet cependant une estimation

$$(2) \text{ F.C.} = \frac{\text{Radioactivité des organismes par g}}{\text{Radioactivité de l'eau par ml}}$$

TABLEAU IV

Facteurs de concentration du plutonium chez quelques organismes d'eau douce

Groupe systématique, espèce	Lieu de prélèvement	Origine de la pollution	Isotope	Facteur de concentration	Références bibliographiques
ANGIOSPERMES	Lac Ontario	Retombées	^{239}Pu	1050	LIVINGSTON et BOWEN, 1975b
Seston	Mare de traitement des effluents de Rocky Flats		Pu total	$10^4 - 10^5$	JOHNSON et coll., 1974 ; THOMPSON, 1975
Plancton total (Diatomées dominantes)	Lac Michigan	Retombées	^{239}Pu	5526	YAGUCHI et coll., 1973b
ALGUES					
Diatomées : <i>Asterionella formosa</i>		Expérimentale	^{237}Pu	1700-100 000	CONWAY et coll., 1976
Chlorophycées : <i>Chlorella sp.</i>	Lac Ontario	Retombées	^{239}Pu	1480	LIVINGSTON et BOWEN, 1975b
		Expérimentale	Pu-nitrate	40600 ± 8500	SHELL et WATTERS, 1975
		-id.-	Pu O ₂	9800 ± 2600	-id.-
<i>Spirogyra sp.</i>		-id.-	Pu-nitrate	42000 ± 9600	-id.-
		-id.-	Pu O ₂	6800 ± 1650	-id.-
<i>Cladophora sp.</i>	Lac Michigan	Retombées	^{239}Pu	6053	YAGUCHI et coll., 1973b
	Lac Ontario	-id.-	^{239}Pu	1 ± 2.10^3	BOWEN, 1972
MOLLUSQUES					
LAMELLIBRANCHES					
Unionnés : - coquille - tissus mous	Lac Ontario	Retombées	^{239}Pu	1800 890	BOWEN et coll., 1976
CRUSTACÉS					
Zooplankton	Mare de traitement des effluents de Rocky Flats		Pu total	10^3	JOHNSON et coll., 1974 ; THOMPSON, 1975
	Lac Michigan	Retombées	^{239}Pu	276	YAGUCHI et coll., 1973b
<i>Mysis sp.</i>	Lac Michigan	Retombées	^{239}Pu	750	-id.-
<i>Pontoporeia sp.</i>	Lac Michigan	Retombées	^{239}Pu	1618	-id.-
Ecrevisse	Mare de traitement des effluents de Rocky Flats		Pu total	10^3	THOMPSON, 1975
		Expérimentale	Pu total	870	JOHNSON et coll., 1974
POISSONS					
"Bullhead minnow"	Mare de traitement des effluents de Rocky Flats		Pu total	$0,89 \pm 7,5$	THOMPSON, 1975
<i>Micropterus salmoides</i> *	White Oak Lake	Effluents d'	$^{239,240}\text{Pu}$	$0,4 \pm 0,2$	DAHLMAN et coll., 1976
<i>Lepomis macrochirus</i> *	-id.-	Oak Ridge	-id.-	3 ± 2	-id.-
<i>Carassius auratus</i> *	-id.-	-id.-	-id.-	3 ± 3	-id.-
<i>Alosa sapidissima</i> *	-id.-	-id.-	-id.-	$4 \pm 0,1$	-id.-
<i>Cottus cognatus</i>	Lac Michigan	Retombées	^{239}Pu	273 ± 100	WALLER et coll., 1973
<i>Coregonus spp.</i>	-id.-	-id.-	-id.-	33 ± 4	-id.-
<i>Coregonus clupeaformis</i>	-id.-	-id.-	-id.-	14	-id.-
<i>Alosa pseudoharengus</i>	-id.-	-id.-	-id.-	24 ± 4	-id.-
<i>Osmerus mordax</i>	-id.-	-id.-	-id.-	16 ± 4	-id.-
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	-id.-	-id.-	-id.-	7	-id.-
<i>O. tshawytscha</i>	-id.-	-id.-	-id.-	4	-id.-
<i>Salvelinus namaycush</i>	-id.-	-id.-	-id.-	1,5	-id.-
<i>Perca flavescens</i>	Grands Lacs américains	Retombées		16-24	MARSHALL et coll., 1975

* entier, sans le tube digestif.

TABLEAU V

Facteurs de concentration du plutonium chez quelques végétaux marins

Groupe systématique, espèce	Lieu de prélèvement	Origine de la pollution	Isotope	Facteur de concentration	Références bibliographiques
LICHENS <i>Lichina pygmaea</i> <i>Ramalina scopulorum</i>	Manche -id.-	Effluents de La Hague	Pu total -id.-	4290 3222	FRAIZIER et GUARY, 1975 -id.-
ALGUES UNICELLULAIRES Périphyton	Expérience utilisant des sédiments contaminés provenant de l'atoll de Bikini		239,240Pu	7,1 10 ³	MO et LOWMAN, 1976
Phytoplancton (<i>Chlorococcum</i>)	-id.-	-id.-	-id.-	1,2 10 ⁴	-id.-
Phytoplancton <i>Platymonas viridis</i>		Expérimentale	239Pu	5 ± 2.10 ⁵	GROMOV et SPITSYN, 1974b
Dinoflagellés	Pacifique Nord	Expérimentale	239Pu	2 ± 0,5.10 ⁴	-id.-
		Retombées	239Pu	660	PILLAI et coll., 1964
ALGUES PLURICELLULAIRES Chlorophycées : <i>Enteromorpha</i> spp. <i>E. ahleriana</i> <i>E. compressa</i> <i>Codium dichotomum</i> Phéophycées : <i>Sargassum</i> sp.	Japon Atlantique Nord Pacifique Nord Manche -id.- Atlantique Nord -id.-	Retombées Retombées Retombées Expérimentale Effluents de La Hague Retombées -id.-	239,240Pu 239Pu 239Pu 239Pu Pu total -id.- 239Pu -id.-	180-370 260-2900 1570 26,9* 158 108 1200-4850 mo : 20000 max. : 100000	YAMATO et coll., 1977 LIVINGSTON et BOWEN, 1975b PILLAI et coll., 1964 RIISIO et coll., 1975 FRAIZIER et GUARY, 1975 -id.- LIVINGSTON et BOWEN, 1975b BOWEN, 1974b
<i>Macrocystis pyrifera</i> <i>Eisenia arborea</i> <i>Chorda filum</i> <i>Monostroma fuscum</i> <i>Fucus serratus</i> -id.-	Pacifique Nord -id.- -id.- -id.- -id.-	Retombées -id.- Expérimentale -id.- -id.-	239Pu -id.- 239Pu -id.- -id.-	770 1080 262* 167* 37*	PILLAI et coll., 1964 -id.- ZLOBIN, 1966 -id.- -id.-
<i>Bifurcaria rotundata</i> <i>Laminaria digitata</i> <i>L. saccharina</i> <i>Ascophyllum nodosum</i>	Manche -id.- -id.- -id.-	Effluents de La Hague -id.- Expérimentale Expérimentale	Pu total -id.- 239Pu 239Pu	523 290 12* 797	FRAIZIER et GUARY, 1975 -id.- -id.- ZLOBIN, 1966
Rhodophycées : <i>Coralina officinalis</i> <i>Chondrus crispus</i> <i>Rhodomena palmata</i> <i>Porphyra linearis</i> <i>Porphyra</i> sp.	Atlantique Nord Manche -id.- -id.- -id.- Mer d'Irlande	Retombées Effluents de La Hague -id.- -id.- -id.- Effluents de Windscale Expérimentale	239Pu Pu total -id.- -id.- -id.- 239Pu 239Pu	1200 1175 303 150 103 3.10 ³ 1000	LIVINGSTON et BOWEN, 1975b FRAIZIER et GUARY, 1975 -id.- -id.- -id.- HETHERINGTON et coll., 1975 TEMPLETON, 1959

* l'état d'équilibre n'est pas atteint

qui n'est pas sans intérêt, de la capacité d'accumulation des polluants par les organismes.

Dans les divers milieux aquatiques considérés, les facteurs de concentration du plutonium sont éle-

vés, atteignant au maximum 5 + 2.10⁵ pour du phytoplancton marin (GROMOV et SPITSYN, 1974 b), 10⁵ pour du seston d'eau douce (JOHNSON et coll., 1974; THOMPSON, 1975) et une Algue marine (Sar-

TABLEAU VI

Facteurs de concentration du plutonium chez quelques Invertébrés marins

Groupe systématique, espèce	Lieu de prélèvement	Origine de la pollution	Isotopes	Facteur de concentration	Références bibliographiques
SPONGIAIRES <i>Hymenocidon sanguinea</i> <i>Halichondria panicea</i> <i>Reniera</i> sp.	Manche -id.- -id.-	Effluents de La Hague -id.-	Pu total -id.- -id.-	1495 1365 1260	FRAIZIER et GUARY, 1975 -id.- -id.-
CNIDAIRES Coralliaires : <i>Favites sverns</i> Actiniaires : <i>Actinia equina</i> <i>Tealia felina</i>	Mer du Japon Bikini Manche -id.-	Retombées Essais nucléaires Effluents de La Hague	$^{239,240}\text{Pu}$ $^{239,240}\text{Pu}$ Pu total -id.-	1 à 2.10^3 $2.7.10^3$ 165 165	IMAI et SAKANOE, 1973 NOSHKIN et coll., 1975 FRAIZIER et GUARY, 1975 -id.-
ANNELIDES <i>Nereis diversicolor</i> -id.- <i>Arenicola marina</i>	Manche -id.-	Expérimentale Effluents de La Hague	^{237}Pu Pu total -id.-	≈ 200 315 103	FOWLER et coll., 1975 FRAIZIER et GUARY, 1975 -id.-
CRUSTACÉS Thoraciques : <i>Balanus balanoides</i> <i>Balanus</i> sp. Euphausiacés : <i>Meganyctiphanes norvegica</i> Décapodes : <i>Lyssmata seticaudata</i> <i>Homarus vulgaris</i> <i>Carcinus maenas</i> <i>Cancer pagurus</i>	-id.- Atlantique Nord Manche -id.- -id.-	-id.- Retombées Expérimentale -id.- Effluents de La Hague -id.-	-id.- ^{239}Pu ^{237}Pu -id.- -id.- -id.-	503 1140-2520 40-90* 19* 60 90 38-269	-id.- BOWEN et coll., 1976 FOWLER et HEYRAUD, 1976 -id.- FRAIZIER et GUARY, 1975 -id.- FRAIZIER et GUARY, 1975 ; GUARY et coll., 1976
ECHINODERMES <i>Asterina gibbosa</i> <i>Asterias</i> sp. <i>Asterias forbesi</i>	-id.- Atlantique Nord -id.-	-id.- Retombées -id.-	-id.- ^{239}Pu -id.-	452 1830-2750 760-1000	FRAIZIER et GUARY, 1975 BOWEN et coll., 1976 WONG et coll., 1971
TUNICIERS <i>Salpa</i> sp. <i>Dendrodoa grossularia</i>	-id.- Manche	-id.- Effluents de La Hague	-id.- Pu total	900-2400 785	-id.- FRAIZIER et GUARY, 1975
Zooplankton Plancton total	Pacifique Nord Atlantique	Retombées Retombées	^{239}Pu ^{239}Pu	2590 2300	PILLAI et coll., 1964 WONG et coll., 1971

* l'état d'équilibre n'est pas atteint

TABLEAU VII
Facteurs de concentration du plutonium chez quelques Mollusques marins

Groupe systématique, espèce	Lieu de prélèvement	Origine de la pollution	Isotope	Facteur de concentration	Références bibliographiques
GASTÉROPODES					
<i>Busycon</i> sp. tissus mous coquille	Atlantique Nord	Retombées	^{239}Pu	300-400 570-2330	BOWEN et coll., 1976
<i>Buccinum</i> sp. tissus mous coquille	-id.-	-id.-	-id.-	750 520	-id.- -id.-
<i>Lunata</i> sp., tissus mous	-id.-	-id.-	-id.-	690	-id.-
<i>Littorina littorea</i> tissus mous	Mer d'Irlande	Effluents de Windscale	^{239}Pu	2.10 ³	HETHERINGTON et coll., 1975
<i>L. littoralis</i> entière tissus mous coquille	Manche	Effluents de La Hague	Pu total	80-205 70-333 80-178	FRAIZIER et GUARY, 1975 ; GUARY et FRAIZIER, 1977
<i>Nucella lapillus</i>	-id.-	-id.-	-id.-	70-400	-id.-
<i>Patella vulgata</i>	-id.-	-id.-	-id.-	48-120	-id.-
LAMELLIBRANCHES					
<i>Spisula</i> sp., tissus mous coquille	Atlantique Nord	Retombées	^{239}Pu	270 20	BOWEN et coll., 1976
<i>Ensis ensis</i>	Manche	Effluents de La Hague	Pu total	60	GUARY et FRAIZIER, 1977
<i>Venerupis decussata</i>	-id.-	-id.-	-id.-	120	-id.-
<i>Crepidula fornicata</i>	-id.-	-id.-	-id.-	1580	-id.-
<i>Crassostrea gigas</i>	-id.-	-id.-	-id.-	170	-id.-
<i>Ostrea edulis</i>	-id.-	-id.-	-id.-	250	-id.-
<i>Mytilus edulis</i> entière tissus mous coquille	-id.-	-id.-	-id.-	190 40 330	-id.-
<i>M. edulis</i> , tissus mous	Mer d'Irlande	Effluents de Windscale	^{239}Pu	2.10 ³	HETHERINGTON et coll., 1975
<i>M. edulis</i> entière tissus mous coquille	Atlantique Nord	Retombées	^{239}Pu	160-290 380-490 13-1250	WONG et coll., 1971 BOWEN et coll., 1976 WONG et coll., 1971 ; BOWEN et coll., 1976
<i>M. galloprovincialis</i>		Expérimentale	^{237}Pu	26-70	FOWLER et HEYRAUD, 1976
<i>M. californianus</i>	Pacifique Nord	Retombées	^{239}Pu	230-290	PILLAI et coll., 1964
<i>Modiolus modiolus</i>	Atlantique Nord	Retombées	^{239}Pu	290	WONG et coll., 1971
<i>Mya arenaria</i>	-id.-	-id.-	-id.-	380	-id.-

gasse) (BOWEN, 1974 b). Comme c'est le cas pour de nombreux radionucléides (POLIKARPOV, 1966), les producteurs primaires sont généralement les plus contaminés, en particulier les Algues unicellulaires (Tableaux IV et V). Par contre, les facteurs de concentration relevés pour les espèces les plus évoluées du point de vue de la systématique sont beaucoup plus faibles : chez les Poissons, ils varient de

quelques unités à quelques dizaines d'unités, atteignant exceptionnellement 273 chez *Cottus cognatus* (WALLER et coll., 1973) et 239 chez *Pleuronectes platessa* (GUARY et coll., 1976), deux Poissons benthiques respectivement dulçaquicole et marin.

Expérimentalement, l'américium 241 est concentré à un haut niveau par les Bactéries (facteur de concentration maximum : $3,4 \cdot 10^6$) et les Algues uni-

TABLEAU VIII
Facteurs de concentration du plutonium chez quelques Poissons marins

Espèce	Lieu de prélèvement	Origine de la pollution	Isotope	Facteur de concentration	Références bibliographiques
<i>Limanda limanda</i> muscles	Mer d'Irlande	Effluents de Windscale	^{239}Pu	30	HETHERINGTON et coll., 1975
<i>Salmo salar</i> muscles	-id.-	-id.-	-id.-	1	-id.-
<i>Pleuronectes platessa</i> muscles	-id.-	-id.-	-id.-	30	-id.-
-id.-	-id.-	Expérimentale	^{239}Pu	> 0,17	TEMPLETON, 1959
<i>P. platessa</i> : oeufs	-id.-	-id.-	-id.-	5,8 à 35	HETHERINGTON et coll., 1976
<i>P. platessa</i> entière	Manche	Effluents de La Hague	Pu total	73 à 239	FRAIZIER et GUARY, 1975 ; GUARY et coll., 1976
<i>Blennius pholis</i> entière	-id.-	-id.-	-id.-	20	FRAIZIER et GUARY, 1975
<i>Trisopterus luscus</i> entier	-id.-	-id.-	-id.-	15	-id.-
<i>Dicentrarchus labrax</i> entier	-id.-	-id.-	-id.-	1	-id.-
<i>Sarda lineolata</i> entière	Pacifique Nord	Retombées	^{239}Pu	3	PILLAI et coll., 1964
Poissons plats, muscles	Mer du Japon	Retombées	$^{239},^{240}\text{Pu}$	25	YAMATO et coll., 1977
Anchois entier	-id.-	-id.-	-id.-	50	-id.-
Mulet éviscéré	Eniwetok et Bikini	Essais nucléaires	$^{239},^{240}\text{Pu}$	16	NEVISSI et SCHELL, 1975b
Poisson-chirurgien éviscéré	-id.-	-id.-	-id.-	130	-id.-
"Convict surgeon" éviscéré	-id.-	-id.-	-id.-	26 à 200	-id.-

cellulaires (F.C. maximum : $1,5 \cdot 10^6$) mais le facteur de concentration varie considérablement en fonction de la densité cellulaire (GIESY et PAINE, 1977 a). Des mesures de ^{241}Am ont été effectuées sur les organismes vivant dans le Lac Michigan, mais étant donnée l'incertitude sur des concentrations qui sont très faibles, WAHLGREN et MARSHALL (1975) considèrent que les facteurs de concentration ne peuvent être déterminés à partir de ces données. Passant outre, GRAUBY (1976) a estimé F.C. à 15 000 pour *Cladophora* sp., 14 500 pour du plancton (phyto-plancton dominant), 2 250 pour *Mysis* sp., 17 500 pour l'Amphipode benthique *Pontoporeia* sp., 5 à 150 pour différentes espèces de Poissons. Expérimentalement, NISHIWAKI et coll. (1977) ont déterminé un F.C. de 1,8 chez de jeunes Truites après 10 jours de contamination, alors que l'équilibre apparent entre les animaux et leur milieu était établi. En milieu marin (Mer d'Irlande), HETHERINGTON et coll. (1976) estiment que les facteurs de concentration de l'américium sont voisins de ceux établis pour le plutonium, c'est-à-dire de l'ordre de 10^3 pour les Algues, les Mollusques et les Crustacés, de l'ordre de 10^4 pour les Poissons.

Pour ^{237}Np , GUARY et FOWLER (1977) nous indiquent qu'après 92 jours d'immersion dans l'eau contaminée, les facteurs de concentration s'établissent entre 15 et 20 chez *Lysmata seticaudata* (Crustacé Décapode) et *Mytilus galloprovincialis* (Mollusque Lamellibranche).

52. MÉCANISMES DE L'ACCUMULATION.

La radiotoxicité des transuraniens émetteurs α est telle que peu d'expériences ont été réalisées avant l'utilisation récente de ^{237}Pu . Dans ces conditions, les auteurs ont émis des hypothèses sur les mécanismes de la contamination par comparaison aux résultats obtenus pour les lanthanides, le ruthénium et le zirconium. Comme le plutonium, ces éléments qui n'ont pas de rôle physiologique connu, se trouvent essentiellement sous forme particulaire et colloïdale dans le milieu naturel. En conséquence, ils sont généralement responsables d'une contamination externe des organismes par adsorption, la contamination interne restant faible car l'absorption intestinale est très limitée (CHIPMAN, 1966; AMIARD et AMIARD-TRIQUET, 1980).

521. Accumulation des transuraniens par les végétaux aquatiques.

L'étude d'une Algue marine, *Macrocystis pyrifera*, a montré que la contamination *in situ* par le plutonium concernait les couches les plus superficielles des frondes (HODGE et coll., 1974; WONG et coll., 1972). Des tests ont été effectués au laboratoire en présence d'eau de mer synthétique, de solution de NaCl ou d'eau distillée, pour mesurer la fixation du plutonium sur différentes surfaces : Algues vivantes ou mortes, papier filtre enduit d'alginate, verre. Il en résulte qu'« aux faibles concentrations, n'importe quelle forme physico-chimique du Pu se déposerait avec le même taux sur une grande variété de surfaces » (FOLSOM et coll., 1975). Au moins pour les périodes courtes, les expériences de FOLSOM et coll. (1975) indiquent que l'éclairement n'influe pas sur le taux de fixation du Pu. Les mêmes auteurs signalent que le phénomène de fixation est très rapide puisque dans certaines zones côtières où les populations algales sont très denses (30 cm² de surface algale correspondant à 1 l de l'eau de mer ambiante), elles peuvent retenir jusqu'à 10 % par jour du Pu présent dans l'eau qui les baigne.

Pour une espèce d'eau douce, *Cladophora* sp., WAYMAN et coll. (1974) observent également que la fixation est un phénomène rapide puisque 10 à 15 h après l'introduction de l'Algue et de son support dans une zone contaminée par les effluents du Mound Laboratory, l'état d'équilibre est atteint. Dans un microcosme fonctionnant depuis un an, TRABALKA et EYMAN (1976) observent que l'introduction de ²³⁹Pu entraîne une contamination beaucoup plus importante des plantes submergées que des parties émergées de *Typha* sp. et *Nasturtium* sp.

Pour du plancton mixte d'eau douce, YAGUCHI et coll. (1973 b) mettent en relation une augmentation de la concentration en plutonium avec une croissance de la proportion relative des organismes de petite taille ayant un rapport surface/volume élevé. De même, les tableaux IV et V indiquent, qu'à quelques exceptions près, les Algues unicellulaires sont plus contaminées que les Algues pluricellulaires.

De l'ensemble de ces données, il ressort que le principal mode de contamination des végétaux par le plutonium serait l'adsorption.

Par contre, l'accumulation expérimentale du Pu par les Chlorelles et les Spirogyres est indépendante du rapport surface/volume qui diffère pourtant considérablement d'une espèce à l'autre (SCHELL et WATTERS, 1975). Contrairement aux observations de FOLSOM et coll. (1975), GROMOV et SPITSYN (1974 b) montrent que le phytoplancton marin accumule plus de plutonium à la lumière qu'à l'obscurité. De plus, divers travaux mettent en évidence un effet dépressif des inhibiteurs de la respiration cellulaire sur la contamination d'*Ascophyllum nodosum* et de phytoplancton marin par ²³⁹Pu sous forme colloïdale (ZLOBIN et MOKANU, 1970; ZLOBIN et PERLYUK, 1971; ZLOBIN, 1971).

L'accumulation du plutonium par les cellules algales serait donc, au moins en partie, un phénomène actif, nécessitant la consommation d'énergie par la cellule.

Les travaux de GIESY et PAINE (1977 a) n'ont pas permis de faire précisément la part des phénomènes passifs et actifs dans l'accumulation de l'américium 241 chez les Algues unicellulaires.

522. Accumulation des transuraniens par les animaux aquatiques.

Comme pour les végétaux, l'importance relative des phénomènes de surface et des mécanismes physiologiques est très controversée. Nous essayerons d'apporter quelques éléments de réponse en passant successivement en revue les données sur l'organotropisme des transuraniens chez de nombreuses espèces, sur les transferts dans les chaînes alimentaires et sur le cas particulier des transferts entre le sédiment et les organismes benthiques.

522.1. Organotropisme des transuraniens.

Les principales données de la littérature sont réunies dans les tableaux IX et X.

Chez les Mollusques, le plutonium se fixe souvent en majeure partie sur la coquille mais les exceptions

TABLEAU IX

Organotropisme des transuraniens chez quelques organismes d'eau douce

Groupe zoologique, espèce	Radionucléide, unité	Hérarchie des organes, niveaux de contamination	
MOLLUSQUES			
LAMÉLLIBRANCHES			
<i>Ellipsio complanata</i>	²³⁹ Pu dpm/kg fruits	Tissus mous > Coquille 0,34 ± 0,08 0,19 ± 0,04	(1)
TELEOSTÉENS			
Espèces dulçaquicoles	Pu total	Tube digestif > Tête > Peau > Muscles (non détectable)	(2)
<i>Aloa sp.</i>	²³⁸ Pu	Tube digestif > Branches, foie > Os > Peau > Gonade > Muscle	(3)
<i>Lepomis macrochirus</i>	-id.-	Tube digestif > Branches > Foie > Os > Peau > Gonade > Muscle	(3)
<i>Pomoxis sp.</i>	-id.-	Tube digestif > Branches, foie > Os > Peau > Muscle	(3)
<i>Micropterus dolomieu</i>	-id.-	Tube digestif, branches, foie, os > Peau > Gonade > Muscle	(3)
<i>M. salmoides</i>	-id.-	Branches > Foie > Tube digestif > Os, peau > Muscle	(3)
<i>Ictalurus sp.</i>	-id.-	Tube digestif, foie > Branches > Os > Peau > Muscle	(3)
<i>Cyprinus sp.</i>	-id.-	Tube digestif, branches > Foie > Os > Peau > Muscle	(3)
<i>Carassius auratus</i>	pCi/g sec ²³⁸ Pu 239,240Pu	Tube digestif > Branches > Foie > Muscle > Peau > Os > Gonade 41,44 7,07 2,65 0,40 0,33 0,14 0,08 27,00 4,90 3,10 0,24 0,18 0,09 0,04	(4)
-id.-	²³⁸ Pu	Tube digestif > Viscères > Branches > Muscles > Os	(5,6)
-id.-	²³⁷ Pu	Tube digestif > Carcasse 18-91 0,16-1,4	(7)
-id.-	²⁴¹ Am	Tube digestif > Branches > Foie > Gonades > Muscles > Peau > Os 32,88 6,89 2,16 1,30 0,72 0,30 0,21	(4)
<i>Salmo gairdneri trideus</i> (juvéniles)	pCi/g sec ²⁴¹ Am	Viscères y compris tube digestif > Branches	(8)

(1) LIVINGSTON et BOWEN, 1975 b.

(2) JOHNSON et coll., 1974

(3) ALBERTS et coll., 1976 c.

(4) EMERY et KLOPPER, 1976.

(5) ADAMS et FOWLER, 1974.

(6) ADAMS et coll., 1975.

(7) TRABALKA et EYMAN, 1976.

(8) NISHIWAKI et coll., 1977.

sont assez nombreuses. La répartition varie non seulement en fonction de l'espèce mais également à l'intérieur d'une même espèce, en fonction du lieu de prélèvement (GUARY et FRAZIER, 1977) ou de la taille. C'est ainsi que LIVINGSTON et BOWEN (1975 b) établissent que le facteur de concentration du plutonium chez la Moule est de 1250 pour les coquilles de longueur inférieure à 5,4 cm; de 125 pour les coquilles comprises entre 5,4 et 7,5 cm; de 13 pour les coquilles de longueur supérieure à 7,5 cm. Le rapport surface/volume variant avec la taille des individus, ces observations s'expliqueraient, estiment les auteurs, si le Pu n'était pas incorporé dans les carbonates de la coquille mais associé au périphyton et au revêtement organique externe. Par

contre, la radioactivité des tissus mous reste très constante en fonction de la taille ($410 < \text{F.C.} < 420$). Les expériences de FOWLER et HEYRAUD (1976) ont montré que chez *Mytilus galloprovincialis*, le byssus pouvait représenter 63 % du ²³⁷Pu accumulé par l'animal, la coquille correspondant à 80-89 % de l'activité totale chez les individus dont le byssus a été supprimé. Chez les Tridacnes, la répartition du Pu présente d'importantes différences individuelles mais les concentrations dans l'hétopancréas peuvent être très élevées (THOMAS et coll., 1958).

Le tableau X indique que chez les Crustacés marins, les organes externes, exosquelette et branchies, représentent généralement une part importante du

TABLEAU X
Organotropisme des transuraniens chez quelques organismes marins

Groupe zoologique, espèce	Radionucléide, unité	Hierarchie des organes, niveaux de contamination	
MOLLUSQUES			
<i>Gastéropodes :</i> <i>Patella vulgata</i>	Pu total pCi/kg frais	Tissus mous > ou < Coquille 0,60 à 2,2 1,7 à 2,1	(1)
<i>Littorina littoralis</i>	Pu total pCi/kg frais	Tissus mous > ou < Coquille 0,82 à 13,3 1,0 à 7,1	(1)
<i>Nucella lapillus</i>	Pu total pCi/kg frais	Tissus mous > ou < Coquille 0,58 à 3,4 2,7 à 5,3	(1)
<i>Busycon sp.</i>	^{239}Pu dpm/kg frais	Coquille > Tissus mous 0,80 à 2,8 0,36 - 0,56	(2)
<i>Buccinum sp.</i>	^{239}Pu dpm/kg frais	Tissus mous > Coquille 0,75 ± 0,04 0,52 ± 0,08	(2)
<i>Lamellibranches :</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i> <i>Mytilus sp.</i>	^{237}Np ^{239}Pu dpm/kg frais	Coquille > Tissus mous Tissus mous > ou < Coquille 0,33 à 0,64 0,01 à 1,05	(3) (2)
<i>Mytilus edulis</i>	Pu total pCi/kg frais	Coquille > Tissus mous 4,0 ± 1,5 0,44 ± 0,14	(1)
<i>Ostrea edulis</i>		3,5 ± 1,1 0,47 ± 0,14	(1)
<i>Crassostrea gigas</i>		2,5 ± 0,9 0,38 ± 0,14	(1)
<i>Crepidula fornicata</i>		26,7 ± 6,6 0,33 ± 0,10	(1)
<i>Venerupis decussata</i>		1,9 ± 0,7 0,60 ± 0,18	(1)
<i>Ensis ensis</i>		1,3 ± 0,4 0,27 ± 0,08	(1)
<i>Spisula sp.</i>	^{239}Pu dpm/kg frais	Tissus mous > Coquille 0,27 ± 0,06 0,02 ± 0,01	(2)
CRUSTACÉS			
<i>Lysmata seticaudata</i>	^{237}Np % Pu présent dans l'organisme	Exuvie > Exosquelette > Tissus mous 92-100% 52-58 %	(3)
"Homard"	$^{239,240}\text{Pu}$ pCi/g sec	Hépatopancréas > Exosquelette > Muscles 0,18 0,03 0,013	(4)
<i>Homarus vulgaris</i>	^{239}Pu %Pu présent dans l'organisme	Exosquelette > Hépatopancréas > Muscles 89,5 % 4,6 % 1,2 %	(5)
<i>Cancer pagurus</i>	Pu total Facteur de concentration	Branches > Exosquelette, tractus gastro-intestinal > Hépatopancréas > Gonades, muscles, hémolymphe 7846 167-177 75-222 18-43	(6)
-id.-	pCi/g frais ^{238}Pu	Branches > Hépatopancréas > Muscles 0,76 0,05 0,03	(7)
-id.-	$^{239,240}\text{Pu}$ ^{241}Am pCi/g frais	2,8 0,2 0,1 Branches > Hépatopancréas > Muscles 7,9 1,5 0,6	(7)

TABLEAU X (suite)

TELEOSTEENS									
<i>Pleuronectes platessa</i>	Pu total	Tube digestif > Rate > Reins, branchies > Gonade > Peau > Foie > Os > Muscles (6)							
	Facteur de	4942	225	175-178	73	47	41	19	8
	concentration								
-id.-	239,240Pu	Contenu > Branchies > Tube digestif, > Foie > Os > Peau > Muscles (8)							
		digestif	reins						
	fCi/g frais	540-5010	13-770	15-88	5,3-29	0,65-14	2,9-4,3	0,16-0,47	
-id.-	239Pu	Tube digestif, branchies > Foie, rein > Peau > Os, muscle (9)							
-id.-	pCi/kg frais	Rein > Foie > Tube digestif, os, branchies > Peau > Muscles (7)							
	238Pu	13	7,4	3,7	3,8	0,8	0,1		
	239,240Pu	88	29	15	14	13	3,2	0,4	
-id.-	241Am	Contenu > Foie > Branchies, reins > Tube digestif > Os > Peau > Muscles (8)							
		digestif							
	fCi/g frais	930-7390	35-590	65-440	89-160	2,1-110	6,2-20	0,3-2,3	

(1) GUARY et FRAIZIER, 1977.

(2) LIVINGSTON et BOWEN, 1975 b.

(3) GUARY et FOWLER, 1977.

(4) SCHILL et WATERS, 1975

(5) WARD, 1966.

(6) GUARY et coll., 1976.

(7) HETHERINGTON et coll., 1976

(8) PENTREATH et LOVETT, 1976.

(9) TEMPLETON, 1959.

Pu fixé. Cette observation est confirmée par AAR-KROG (1970) pour les Crustacés benthiques prélevés après l'accident du B₂₃ de Thulé. D'après FOLSOM (1966) étudiant le zooplancton marin au large de la Californie, les Crustacés semblent accumuler le Pu surtout dans (sur) leur exosquelette. Les résultats expérimentaux de FOWLER et HEYRAUD (1976) et FOWLER et coll. (1975) montrent que 70 à 100 % du ²³⁹Pu sont liés à l'exuvie chez *Meganocythiphanes norvegica*, 92 à 100 % chez *Lysmata seticaudata*.

Nous disposons d'une seule donnée sur les Crustacés d'eau douce : les Ecrevisses de la Great Miami River, contaminées par les effluents de Mound Laboratory, accumulent plus de Pu dans leurs tissus mous que dans leur exosquelette (WAYMAN et coll., 1974).

Des concentrations élevées de Pu sont souvent rencontrées pour le tube digestif des Poissons marins ou dulçaquicoles en opposition à une contamination très faible des muscles (Tableaux IX et X). Chez les Carpes de la Great Miami River, 80 % environ de la radioactivité sont associés au tube digestif et à son contenu (WAYMAN et coll., 1974). Les principaux résultats de l'équipe de la Woods Hole Oceanographic Institution (WONG et coll., 1971; BOWEN, 1974 a) sur les Poissons de l'Atlantique Nord et

du Lac Ontario, synthétisés par LIVINGSTON et BOWEN (1975 b) confirment généralement une forte contamination du tube digestif. Cependant, la plupart des auteurs ne précisant pas les conditions de prélèvement de cet organe ou indiquant que le tube digestif n'a pas été vidé, il est possible que ces fortes concentrations résultent, non d'une absorption du Pu dans les tissus, mais de la présence de proies ou de sédiment contaminés transitant dans la lumière du tube digestif. Les résultats de PENTREATH et LOVETT (1976) semblent appuyer la seconde hypothèse puisque la concentration du ²³⁹, ²⁴⁰Pu varie de 540 à 5 010 fCi/g frais pour le contenu digestif de la Plie et de 15 à 88 fCi/g frais seulement pour le tube digestif vidé de son contenu.

Plusieurs expériences de contamination des œufs de Poissons montrent que la plus grande partie du Pu est liée à la membrane. 70 % du Pu seraient associés au chorion des œufs de *Pimephales promelas* et *Cyprinus carpio* (TILL et coll., 1976; TILL et FRANK, 1977), 90 % pour les œufs de *Pleuronectes platessa* (HETHERINGTON et coll., 1976). Pour les œufs de *Misgurnus fossilis*, PATIN et coll. (1971) supposent que les variations de l'intensité de l'accumulation observées au cours de l'embryogenèse pour-

raient être liées à des changements des caractéristiques de la membrane.

Par contre, avant l'organogenèse, la distribution de ^{241}Am et ^{244}Cm est uniforme dans l'œuf de *Cyprinus carpio* (TILL et FRANK, 1977). Les quelques données dont nous disposons sur l'organotropisme de l'américium et du neptunium chez les animaux adultes ont été portées dans les tableaux IX et X. Elles semblent indiquer généralement une prédominance de la contamination externe.

5222. Transfert des transuraniens dans la chaîne alimentaire.

L'analyse des mesures *in situ* effectuées tant en milieu marin qu'en eau douce indique généralement une décroissance de la radioactivité due aux transuraniens (^{238}Pu , 239 , ^{240}Pu , ^{241}Am , ^{240}Np) pour les niveaux trophiques les plus élevés (In : AMIARD et AMIARD-TRIQUET, 1980). EMERY et KLOPPER (1976) ont comparé la contamination de *Carassius auratus* vivant dans une mare de traitement des effluents de Hanford avec celle de sa principale nourriture (composée de débris organiques) : la contamination du consommateur est environ dix fois moins importante que celle de sa nourriture pour ^{238}Pu et 239 , ^{240}Pu , vingt fois moins importante pour ^{241}Am . Chez une mouche du genre *Fucilia*, la concentration en 239 , ^{240}Pu est deux fois moins élevée que dans les Algues échouées (*Macrocystis* sp.) qui lui servent de nourriture. Cette décroissance pourrait être d'origine mécanique – l'insecte sélectionnant la partie interne de l'Algue, plus tendre et moins contaminée – ou d'origine métabolique – le plutonium ne passant pas la barrière du tube digestif (CHENG et coll., 1977).

Par contre, WONG et coll. (1971) ont observé que des Astérides du genre *Asterias* étaient plus contaminées que les Moules dont elles se nourrissaient. D'après NOSHKIN (1972), le fait que le rapport $^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ soit identique pour la proie et le prédateur, suggère que les Astérides accumulent le Pu à partir de la nourriture plutôt qu'à partir de l'eau. Chez un autre prédateur de la Moule, le Canard Eider, la concentration moyenne atteint 1 %

de la concentration en Pu de la proie (LIVINGSTON et BOWEN, 1975 b). LIVINGSTON et BOWEN (1975 b) ont observé que le Mollusque carnivore *Lunatia* sp. était plus contaminé que le Mollusque filtreur *Spisula* sp. dont il est le prédateur. Par contre, GUARY et FRAIZIER (1977) n'observent pas de variations significatives de la concentration en Pu entre Mollusques brouteurs, filtreurs et carnivores. Il en est de même pour différentes espèces de Poissons ayant des régimes alimentaires variés : planctonophages, mangeurs de détritus, herbivores, carnivores benthiques, carnivores pélagiques (WILSON et coll., 1975).

Les quelques cas signalés de « focalisation » de la contamination dans la chaîne trophique peuvent peut-être s'expliquer par des aptitudes différentes à absorber/adsorber le Pu présent dans l'eau. Cependant, bien que les expériences de contamination d'organismes aquatiques par le plutonium soient trop limitées pour en tirer des conclusions générales, il semble que chez certains Crustacés marins (FOWLER et coll., 1975; FOWLER et GUARY, 1977) et Téléostéens dulçaquicoles (EYMAN et coll., 1976), l'absorption gastro-intestinale du Pu soit nettement plus importante que chez les Mammifères et l'Homme (DURBIN, 1972; BAIR et THOMPSON, 1974; COULON et NENOT, 1976).

5223. Transfert des transuraniens du sédiment aux animaux benthiques.

Il ressort des mesures *in situ* effectuées en milieu marin ou en eau douce que les espèces benthiques (Annelides, Bivalves, Crustacés, Poissons) qui ont des contacts étroits avec le sédiment présentent des concentrations en Pu généralement élevées. NOSHKIN (1972) et LIVINGSTON et BOWEN (1975 b) en ont conclu que la vie benthique favoriserait l'accumulation des transuraniens. Lorsque le sédiment contaminé est ingéré, le Pu serait remobilisé, assimilé et deviendrait donc disponible pour le prédateur (BOWEN et coll., 1976). Par contre, de nombreux auteurs remarquent que le contenu digestif qui n'a pas été éliminé peut intervenir pour une large part dans la contamination globale mesurée (NOSHKIN et coll., 1973; YAGUCHI et coll., 1973 b; WALLER et coll., 1973; GUARY et coll., 1976).

D'après NOSHKIN et coll. (1973), la plus grande partie du Pu trouvé chez *Nereis* serait dérivée du sédiment ou liée au contenu digestif. GUARY et FRAZIER (1975), s'appuyant sur le fait que le rapport des concentrations du Pu total biota/sédiment soit inférieur à 1, supposent que le transfert direct sédiment $\rightarrow$ *Nereis diversicolor* ou sédiment $\rightarrow$ *Arenicola marina* est peu important. Cette hypothèse est confirmée par les expériences de BEASLEY et FOWLER (1976) qui observent que *N. diversicolor* accumule très peu d'Am et de Pu à partir du sédiment de Bikini ou de Windscale dans lequel elle est maintenue. Les faibles concentrations relevées pourraient résulter de la fixation de la fraction du Pu en solution dans l'eau interstitielle.

Après contamination expérimentale de larves de Chironomes par ^{239}Pu , le rapport animal sans tube digestif/contenu digestif est de $4,4 \cdot 10^{-8}$; le rapport animal sans contenu digestif/contenu digestif, de $6,5 \cdot 10^{-8}$. Le transfert sédiment $\rightarrow$ larves reste donc très limité (In : DAHLMAN et coll., 1976).

WONG et coll. (1971) ont comparé la contamination de différentes espèces de Lamellibranches en fonction du substrat sur/dans lequel ils vivent : ils n'ont pas observé de différences de concentration du Pu entre *Mytilus edulis* (substrat rocheux) et *Modiolus modiolus* et *Mya arenaria* (substrat meuble). Par contre MO et LOWMAN (1976) ont montré que *Donax denticulatus* et *Lucina pectinata* se contaminent plus (tissus mous et coquille) lorsqu'ils étaient maintenus dans un sédiment contaminé que

dans l'eau seule (Tableau XI). Ces chercheurs ont pris la précaution de placer en épuration dans une eau claire pendant 24 h avant la mesure de radioactivité les animaux élevés dans le sédiment. Bien que l'on ne connaisse pas avec précision le temps de transit digestif pour ces espèces, on peut accorder un certain crédit à la conclusion des auteurs selon laquelle les deux Lamellibranches dériveraient du sédiment une partie du Pu qu'ils accumulent.

Pour les Poissons plats, HETHERINGTON et coll. (1975) observent que les facteurs de concentration (valeurs qui tiennent compte des variations de radioactivité de l'eau) sont plus élevés à proximité du point de rejet des effluents de Windscale qui correspond à une zone de vasières, qu'à une distance de 75-100 km dans une zone sableuse. La source de la « nourriture » (vase ou sable) serait à l'origine de la différence observée. A l'inverse, PENTREATH et LOVETT (1976) signalent que l'augmentation estimée de l'activité alimentaire n'entraîne pas une augmentation de la contamination des organes internes comme les muscles ou le foie.

L'organotropisme des transuraniens indique l'importance de la contamination externe (coquille des Mollusques, exosquelette et branchies des Crustacés) et de la contamination du tube digestif. Cette dernière est probablement liée en grande partie à un artefact méthodologique, la plupart des chercheurs ne distinguant pas le tube digestif de son contenu.

En effet, il semble que la contamination par voie alimentaire soit limitée, que le contenu digestif soit

TABLEAU XI

Variations de l'accumulation de ^{239}Pu par deux Lamellibranches marins en fonction du vecteur de contamination (Résultats exprimés sous formes de facteurs de concentration, d'après MO et LOWMAN, 1976)

Espèce, tissus	Conditions de contamination	
	Milieu sédimentaire	Eau seule
<i>Donax denticulatus</i> tissus mous coquille	> 190 (90 h de contamination) Non détectable	40 (5 j de contamination)
<i>Lucina pectinata</i> tissus mous coquille	193 (5 j de contamination) $1,1 \cdot 10^4$ (5 j de contamination)	Non détectable (ap. 5 j) -id.-

constitué d'organismes végétaux ou animaux ou qu'il comporte une part importante de sédiment. Cependant, la pénétration du Pu dans les organismes est attestée par le fait que des organes comme l'hépatopancréas des Invertébrés, le foie et les reins des Vertébrés, à un moindre degré les muscles et les gonades, présentent des concentrations plus ou moins importantes de transuraniens. La contamination interne des organismes aquatiques ne doit donc pas être négligée, d'autant plus que quelques expériences récentes semblent indiquer que l'absorption gastro-intestinale du Pu est plus importante pour ces espèces que pour les Mammifères.

53. INFLUENCE DE LA FORME PHYSICO-CHIMIQUE DES TRANSURANIENS SUR LEUR ACCUMULATION PAR LES ORGANISMES VIVANTS.

La plupart des publications sur les transuraniens donne les résultats de mesures *in situ*, c'est-à-dire qu'elle concerne un milieu où les variations des différents facteurs écologiques sont souvent concomitantes et qu'il est impossible d'en tirer des renseignements sur l'importance particulière de chacun des principaux facteurs biotiques ou abiotiques. Seule la forme physico-chimique a été suffisamment étudiée pour qu'il soit intéressant de rapporter ici les résultats obtenus.

Chez les Bactéries, les expériences de JOHNSON et coll. (1974) ont montré que l'oxyde de plutonium PuO_2 insoluble était plus accumulé que le nitrate $\text{Pu}(\text{NO}_3)_4$ plus soluble. L'effet est inverse chez *Chlorella sp.* et *Spirogyra sp.*, (Tableau IV) (SCHELL et WATTERS, 1975). Chez la Diatomée *Asterionella formosa*, les facteurs de concentration pour ^{237}Pu déterminés expérimentalement varient de 1 700 à 100 000 en fonction de la forme physico-chimique du radionucléide (CONWAY et coll., 1976).

En fonction de la distance du point de rejet des effluents de la Hague au lieu de prélèvement de quelques Mollusques, GUARY et FRAIZIER (1977) observent une modification de l'organotropisme du Pu qu'ils attribuent à la présence de formes physico-

chimiques différentes en fonction du temps de séjour du contaminant dans le milieu. Après des temps d'immersion identiques (25 jours) dans une eau de mer contaminée par $^{237}\text{Pu}^{4+}$ ou $^{237}\text{Pu}^{6+}$, les facteurs de concentration chez *Nereis diversicolor* sont voisins (≈ 200). Par contre, le ^{237}Pu est moins disponible pour la bioaccumulation quand des *Nereis* ont déjà séjourné dans le milieu expérimental (FOWLER et coll., 1975).

Chez le Poisson *Ictalurus punctatus*, le taux d'absorption digestive établi expérimentalement pour les formes polymériques du Pu est en moyenne de 1,3 à 3,1 % et il est peu affecté par la présence d'agents complexants. Par contre, le taux d'absorption du plutonium monomérique peut varier considérablement. Il est de 1,5 % pour le complexe Pu-fulvate et de 10,5 % pour le complexe Pu-citrate (EYMAN et coll., 1976).

La disponibilité de ^{241}Am pour des Algues unicellulaires (*Scenedesmus obliquus*) et des Bactéries (*Aeromonas hydrophyla*) est affectée par la présence de diverses substances organiques dans le milieu expérimental (GIESY et PAINE, 1977 b).

BEASLEY et FOWLER (1976) observent que *Nereis diversicolor* accumule plus d'américium à partir d'un sédiment contaminé par les effluents de Windscale qu'à partir d'un sédiment contaminé par les retombées locales d'une explosion nucléaire. D'après les auteurs, cette différence pourrait résulter du fait que, dans le premier cas, divers produits chimiques présents dans l'effluent peuvent influencer la forme physico-chimique des transuraniens tandis que dans le second cas, ils se trouvent incorporés dans des composés hautement réfractaires.

54. ELIMINATION DU PLUTONIUM.

Après contamination expérimentale par immersion dans une eau radioactive, *Mytilus galloprovincialis* élimine ^{238}Pu avec une période biologique (3) de

(3) La période biologique est le temps nécessaire pour que 50 % du radionucléide initialement présent dans l'organisme soit éliminé par les processus métaboliques.

7 jours pour le premier compartiment (4) et de 776 jours pour le second compartiment (FOWLER et coll., 1975).

Chez le Crustacé *Lysmata seticaudata*, nous avons vu (paragraphe 5221) que la contamination de l'eau par $^{237}\text{Pu}^{6+}$ entraîne une adsorption intense sur la carapace. En conséquence, la décontamination ultérieure dépend très étroitement de l'élimination de l'exuvie au cours de la mue et donc de la longueur du cycle d'intermue (FOWLER et coll., 1975). Il en est de même pour *Meganyctiphanes norvegica*. Pour cette dernière, lorsque le vecteur de la contamination est la nourriture, la quasi-totalité du ^{237}Pu ingéré avec des *Artemia* marquées se retrouve dans les fèces en quelques heures FOWLER et HEYRAUD, 1976; HIGGO et coll., 1977).

Pour le Poisson *Ictalurus punctatus*, EYMAN et coll. (1976) observent que 30 jours après l'administration de Pu sous forme polymérique, 0,6 % de la dose initiale sont encore présents dans l'organisme.

Pour ^{241}Am , les expériences de NISHIWAKI et coll. (1977) montrent que de jeunes Truites (*Salmo gairdneri irideus*) contaminées par l'intermédiaire de l'eau éliminent 70 % du radionucléide pendant les dix premiers jours qui suivent leur retour dans un milieu non pollué, l'autoépuration se ralentissant ensuite. La décontamination est plus rapide pour les branchies que pour les viscères.

55. EFFETS DE L'IRRADIATION DUE AUX TRANSURANIENS SUR LES ORGANISMES AQUATIQUES.

KILLOUGH et MCKAY (1976) ont estimé les doses d'irradiation externe et interne subies par divers groupes d'organismes aquatiques pour divers transuraniens à partir d'une contamination uniforme du milieu en ces divers radionucléides. Leurs principaux résultats sont résumés dans le tableau XII. WOODHEAD (1973) a calculé les doses d'irradiation subies

par divers organismes marins du fait de la présence dans le milieu de ^{239}Pu dû aux retombées. Les doses externes seraient de $0,8$ à 11.10^{-6} $\mu\text{rad/h}$ pour le phytoplancton. Les doses internes seraient de $0,1$ à 27.10^{-2} $\mu\text{rad/h}$ pour le phytoplancton; $1,2.10^{-2}$ pour le zooplancton; 1 à $6,6.10^{-3}$ pour les Mollusques; $3,3$ à 46.10^{-8} pour les Crustacés; $1,1$ à $3,3.10^{-6}$ pour les muscles de Poissons et $2,2$ à 14.10^{-4} pour leurs foies.

Une synthèse des effets somatiques et génétiques des radiations ionisantes sur les organismes aquatiques indique que les organismes les plus sensibles sont les œufs en développement et les jeunes Téléostéens. La dose aiguë pour laquelle des effets délétères apparaissent est de l'ordre de 100 rads tandis des effets nuisibles sur la physiologie et le métabolisme sont détectables pour des irradiations d'environ 1 rad/jour (AIEA, 1976).

Pour les œufs de trois espèces de Poissons (*Cyprinus carpio*, *Pimephales promelas* et *Pleuronectes platessa*), la dose d'irradiation en rads subie au cours de l'embryogenèse a été calculée pour des concentrations dans le milieu de 10^{-6} $\mu\text{Ci/ml}$ de ^{241}Am , ^{244}Cm et ^{238}Pu (TILL et FRANK, 1977). En extrapolant ces données en fonction des concentrations de plutonium effectivement rencontrées dans le milieu naturel, les auteurs calculent que la dose maximale absorbée est de $3,1.10^{-6}$ rads pour le milieu le plus contaminé (1 pCi/l à Windscale) et pour l'espèce ayant l'embryogenèse la plus longue (432 h pour *P. platessa*). HETHERINGTON et coll. (1976) estiment à 0,09 à 0,47 $\mu\text{rad/h}$ les doses d'irradiation subies par les œufs des Plies dans un milieu contenant 1 pCi/l de ^{239}Pu . Si l'on retient les données de TILL et FRANK (1977) quant à la durée de l'embryogenèse, cela conduit à des doses cumulées comprises entre $38,88.10^{-6}$ et $203,04.10^{-6}$ rad. A titre de comparaison, la dose due au potassium naturel ^{40}K serait de 0,7 $\mu\text{rad/h}$ soit $302,4.10^{-6}$ rad au cours de l'embryogenèse.

Il est à remarquer que pour des concentrations de ^{239}Pu dans l'eau beaucoup plus élevées (10^{-11} à 10^{-7}Ci/l), PECHKURENKOV et coll. (1972, in : AIEA, 1976) ne mettent pas en évidence d'effet sur la mortalité ou la malformation des larves du Poisson *Mis-*

(4) Les organes constituant les compartiments ne sont pas indiqués par les auteurs qui précisent cependant que le premier compartiment correspond à 35 % du plutonium accumulé et le second compartiment à 75 %.

TABLEAU XII

Estimation de la dose d'irradiation absorbée par des organismes aquatiques dans un milieu contaminé à 1 pCi/l de chacun des radionucléides envisagés

(Exprimée en mrad/an, d'après KILLOUGH et Mc KAY, 1976)

Radionucléides	^{237}Np	^{239}Np	^{238}Pu	^{239}Pu	^{240}Pu	^{241}Am	^{242}Cm	^{244}Cm
Dose externe ($\beta\gamma$)	$7,6 \cdot 10^{-3}$	$5,1 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$8,3 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$7,9 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$
Dose interne								
Végétaux	$9,2 \cdot 10^2$	5,4	$3,7 \cdot 10^2$	$3,5 \cdot 10^2$	$3,5 \cdot 10^2$	$5,3 \cdot 10^3$	$7,5 \cdot 10^3$	$5,6 \cdot 10^3$
Invertébrés	$3,7 \cdot 10^2$	2,2	$1,1 \cdot 10^2$	99	99	$1,1 \cdot 10^3$	$1,5 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^3$
Poissons	9,2	$5,4 \cdot 10^{-2}$	$3,7 \cdot 10^2$	$3,5 \cdot 10^2$	$3,5 \cdot 10^2$	27	37	28

gurnus fossilis. La contamination des œufs de *Cyprinus carpio* dans une eau contenant jusqu'à $0,5 \cdot 10^{-6}$ Ci de ^{239}Pu /l n'affecte pas significativement l'éclosion mais les effets ultérieurs n'ont pas été étudiés (EYMAN et coll., 1975).

6. — CONCLUSION

Notre étude bibliographique met en évidence la complexité du comportement des transuraniens injectés dans l'environnement. En conclusion, nous tenterons de dégager les principales données sur lesquelles les scientifiques sont en accord ainsi que les points qui demandent à être élucidés.

Le plutonium introduit dans les eaux naturelles présente, en solution, plusieurs états d'oxydation susceptibles de coexister et il a tendance à se complexer, à s'hydrolyser, les produits de l'hydrolyse donnant lieu à une polymérisation. Il serait important de connaître la nature et la vitesse des réactions dans lesquelles peuvent être impliquées les formes solubles, particulières et colloïdales. En effet, la connaissance de cette donnée associée à la connaissance de l'hydrologie d'un site défini devrait permettre de comprendre la distribution du plutonium et d'estimer son temps de résidence et son devenir ultime dans l'environnement aquatique.

Cependant, le plutonium donne généralement lieu à des phénomènes d'adsorption massive sur les par-

ticules en suspension, vivantes ou inertes et les auteurs semblent en accord sur le fait que le sédiment constitue le principal réservoir de Pu. Cette « décontamination » de la colonne d'eau semble *a priori* un atout pour la protection des organismes vivants et des produits aquatiques utilisés par l'Homme pour son alimentation. La réalité n'est pas aussi simple. La possibilité d'échanges à l'interface eau-sédiment est évoquée par de nombreux auteurs mais le mécanisme n'est pas élucidé et les trop rares expériences de laboratoire réalisées sur ce sujet ne permettent pas de déterminer l'importance du phénomène dans le milieu naturel. Il semble donc indispensable que les processus de désorption soient étudiés car leur importance conditionne les taux de migration dans les sédiments et la disponibilité du plutonium pour les biocoénoses.

L'éventualité d'un transfert direct sédiment $\rightarrow$ organismes benthiques a été également envisagée. Il semble bien qu'un artefact soit à l'origine des concentrations en Pu particulièrement élevées observées pour les espèces que leur mode de vie met en contact étroit avec le sédiment mais il y aurait lieu cependant de s'en assurer.

Le risque de contamination des chaînes biologiques est l'un des problèmes les plus importants qui se pose aux responsables de la protection sanitaire. Dans la plupart des cas, les espèces appartenant aux niveaux trophiques les plus élevés semblent se contaminer nettement moins que les producteurs primaires. Nous avons cependant relevé quelques exceptions dans la littérature et nous avons remar-

qué que même les Poissons ayant un comportement de super-prédateurs atteignent des radioactivités égales ou supérieures à celles de l'eau. De plus, quelques expériences récentes semblent indiquer que l'absorption intestinale est loin d'être négligeable chez certains organismes aquatiques.

Il faut tenir compte de ce que l'Homme qui consomme des Mollusques ingère la totalité des parties molles, y compris le tube digestif et son contenu. Or, pour ces tissus, les facteurs de concentration du Pu sont de l'ordre de quelques dizaines à quelques centaines (Tableau VII). Le fait que le plutonium semble peu se concentrer dans les muscles des Poissons (Tableaux IX et X), c'est-à-dire dans la partie comestible, permet d'espérer que la quantité de Pu transférée à l'Homme par cette chaîne alimentaire restera faible. Cependant, BOWEN (1974 b) cite l'exemple de deux Poissons qui, ayant des comportements alimentaires voisins de « bottom-feeders », accumulaient des quantités importantes de Pu dans leur intestin et avaient des concentrations sensiblement identiques dans le foie mais les individus de l'une des espèces avaient des concentrations osseuses dix fois plus élevées que ceux de l'autre espèces. Et l'auteur de conclure : « Such differences occur often enough to make one reluctant to say that in no fish, in no circumstance, will plutonium be stored in muscles ».

Peu d'auteurs ont abordé l'étude du rôle des facteurs écologiques sur l'accumulation biologique. Nous disposons uniquement de quelques données contradictoires sur l'influence de la forme physico-chimique. Or, il s'agit d'une donnée indispensable si l'on veut extrapoler avec vraisemblance les connaissances acquises sur un site donné à un site présentant des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques différentes.

Les études de décontamination restent très fragmentaires. Or, elles présentent un intérêt évident puisqu'elles permettent de déterminer le pouvoir d'autoépuration des organismes pollués et les périodes biologiques du radiocontaminant.

La méconnaissance des effets des faibles irradiations que nous avons relevée pour l'ensemble des

produits radioactifs (AMIARD-TRIQUET et AMIARD, 1976) est particulièrement nette pour le plutonium et les émetteurs α .

Les lacunes que nous avons relevées pour le plutonium sont encore plus évidentes pour les autres transuraniens, mais délicats et plus coûteux à doser.

Les transuraniens que l'on retrouve actuellement dans l'environnement mondial ont pour source principale les retombées des explosions nucléaires dans l'atmosphère mais l'accroissement des quantités qui seraient utilisées par les technologies nucléaires pacifiques de l'avenir entraînerait une augmentation des risques de contamination du milieu. Dans l'état actuel des connaissances, l'hétérogénéité des résultats et des hypothèses selon les milieux envisagés et selon les auteurs, ne permet pas d'établir clairement l'impact de cette contamination sur l'environnement. Ce ne sera chose possible que lorsque chacun des vecteurs de transfert du cycle des transuraniens (fig. 1) pourra être quantifié avec une approximation suffisante, tenu compte du fait qu'en fonction de leur périodes (tableau I), le devenir des transuraniens dans l'environnement doit être envisagé à l'échelle des millénaires.

BIBLIOGRAPHIE

- AARKROG (A.), 1970. — Radioecological investigations. *USAF Nuclear Safety*, **65** (2), Spec. Ed. AFRP 122-1, 74-79.
- AARKROG (A.), 1971. — Radioecological investigations of plutonium in an Arctic marine environment. *Health Phys.*, **20**, 31-47.
- AARKROG (A.), 1972. — A re-examination of plutonium at Thule, Greenland, in 1970. In : *La radioécologie appliquée à la protection de l'Homme et de son environnement*, Rome, 7-10 sept. 1971, C.C.E., Luxembourg, EUR 4800 df-i-e, 2, 1213-1219.
- AARKROG (A.), 1977. — Comparative studies of plutonium inventories in soils and marine sediments. In : *Proc. 4th Intern. Congress, Intern. Rad. Prot. Ass.*, Paris, 24-30 avril 1977, **3**, 841-844.
- ADAMS (W.H.), BUCHHOLZ (J.R.), CHRISTENSON (C.W.), JOHNSON (G.L.) et FOWLER (E.B.), 1975. — Studies of plutonium, americium and uranium in environ-

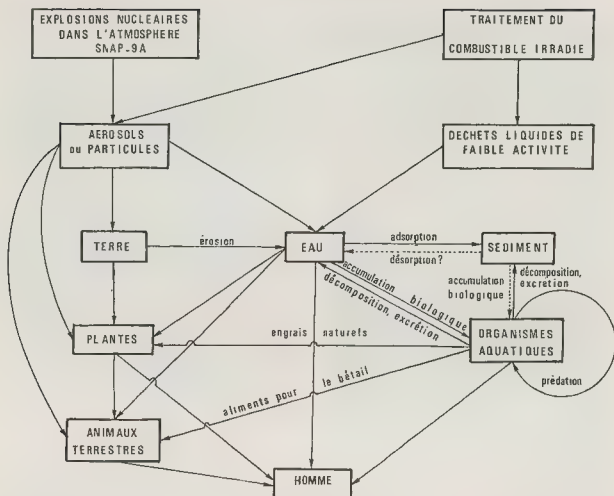


Fig. 1. — Cycle biogéochimique des transuraniens.

mental matrices. Los Alamos Sci. Lab., *Rep. LA-5661*, 24 p.

ADAMS (W.H.) et FOWLER (E.B.), 1974. — Studies of the apparent solubility of ^{238}Pu O_2 microspheres in an aquatic environment and the uptake of plutonium from a soil matrix containing ^{238}Pu O_2 . In: *2nd AEC Pollut. Conf.*, Albuquerque, April 1974, USAEC Conf. Proc. CONF-740406.

AHRLAND (S.), LILJENZIN (J.O.) et RYDBERG (J.), 1975. — Solution chemistry. In: *The chemistry of the Actinides*, Pergamon Press, New York, 615 p.

A.I.E.A., 1976. — *Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems*. Tech. Rep. Ser. 172, 131 p.

ALBERTS (J.J.), MULLER (R.N.) et ORLANDINI (K.A.), 1976 a. — Particle size and chemical phase distribution of plutonium in an estuarine sediment. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-76-88-III*, 34-36.

ALBERTS (J.J.), ORLANDINI (K.A.) et COREY (J.C.), 1976 b. — Effect of anaerobiosis on the geochemical cycling of plutonium in PAR pond. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-76-88-III*, 37-39.

ALBERTS (J.J.), BARTELT (G.E.) et WAYMAN (C.W.), 1976 c. — Plutonium distribution in various tissues of fish from a contaminated pond-canal system in the midwestern United States. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-76-88-III*, 40-42.

- ALBERTS (J.J.), WAHLGREN (M.A.), MULLER (R.N.) et ORLANDINI (K.A.), 1975 a. — The association of transuranic elements with lacustrine sediments. Argonne Nat. Lab., Illinois, Rep. ANL-75-60-III, 36-40.
- ALBERTS (J.J.), WAHLGREN (M.A.) et NELSON (D.M.), 1975 b. — Preliminary investigations of the chemical speciation of plutonium in natural waters of the Northeastern and Southeastern United States. Argonne Nat. Lab., Illinois, Rep. ANL-75-60-III, 32-35.
- ALBERTS (J.J.), WAHLGREN (M.A.), REEVE (C.A.) et JEHN (P.J.), 1974. — Sedimentary ^{239, 240}Pu phase distributions in Lake Michigan sediments. Argonne Nat. Lab., Illinois, Rep. ANL-75-3-III, 103-112.
- AMIARD (J.C.) et AMIARD-TRIOUET (C.), 1980. — Le transfert des polluants radioactifs dans les chaînes alimentaires aquatiques. *Année biol.* (sous presse).
- AMIARD-TRIOUET (C.) et AMIARD (J.C.), 1976. — La pollution radioactive du milieu aquatique et ses conséquences écologiques. *Bull. Ecol.*, 7 (1), 3-32.
- ANDELMAN (J.B.) et ROZZELL (T.C.), 1970. — Plutonium in the water environment. In: *Radionuclides in the environment*, Gould (R.F.), ed., Washington, D.C., 118-137.
- BAIR (W.J.) et THOMPSON (R.C.), 1974. — Plutonium : Biomedical research. *Science*, 183, 715-722.
- BARTOLT (G.E.), WAYMAN (C.W.) et EDGINGTON (D.N.), 1974. — Plutonium concentrations in water and suspended sediment from the Miami River watershed, Ohio. Argonne Nat. Lab., Illinois, Rep. ANL-75-3-III, 72-77.
- BEASLEY (T.M.) et FOWLER (S.W.), 1976. — Plutonium and americium : Uptake from contaminated sediments by the polychaete *Nereis diversicolor*. *Mar. Biol.*, 38 (2), 95-100.
- BITTEL (R.) et LACOURLY (G.), 1968. — Discussion sur le concept de facteur de concentration entre les organismes marins et l'eau en vue de l'interprétation des mesures. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 11, 107-128.
- BONDIETTI (E.A.), REYNOLDS (S.A.) et SHANKS (M.H.), 1976. — Interaction of plutonium with complexing substances in soils and natural waters. In: *Transuranic nuclides in the environment*, San Francisco, nov. 17-21, 1975, I.A.E.A., Vienna, 273-287.
- BOWEN (V.T.), 1972. — Plutonium and americium concentration along freshwater food chains of the Great Lakes, USA. Summary of progress, 1971-1972. USAEC, Rep. COO-3568-1, 1-26.
- BOWEN (V.T.), 1974 a. — Plutonium and americium concentration along freshwater food chains of the Great Lakes, USA. General summary of progress 1973-1974. USAEC, Rep. COO-3568-4, 47 p.
- BOWEN (V.T.), 1974 b. — Transuranic elements and nuclear wastes. *Oceanus*, 18 (1), 43-54.
- BOWEN (V.T.), 1975 a. — Transuranic elements in marine environments. In: *Symp. on transuranic elements in the environment*, Amer. Nucl. Soc., Washington, 31 Oct. 1974. U.S.E.R.D.A., Health and Safety Lab., Rep. HASL-291, 1/57-1/79.
- BOWEN (V.T.), 1975 b. — Distributions of transuranic nuclides in the oceans; possibilities for their cycling. In: *IAPSO Symp. on Mar. Pollut.*, 25 Aug.-6 Sept., 1975, Rep. COO-3563-40.
- BOWEN (V.T.), LIVINGSTON (H.D.) et BURKE (J.C.), 1976. — Distributions of transuranium nuclides in sediment and biota of the North Atlantic Ocean. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 Nov. 1975, I.A.E.A., Vienna, 107-120.
- BOWEN (V.T.) et NOSHKIN (V.E.), 1973. — Plutonium concentration along freshwater food chains of the Great Lakes, USA. Summary of progress, 1972-1973. USAEC, Rep. COO-3568-3, 35 p.
- BOWEN (V.T.) et SUGIHARA (T.T.), 1965. — Oceanographic implications of radioactive fallout distributions in the Atlantic Ocean from 20°N to 25°S from 1957 to 1961. *J. Mar. Res.*, 23 (2), 123-146.
- BOWEN (V.T.), WONG (K.M.) et NOSHKIN (V.E.), 1971. — Plutonium 239 in and over the Atlantic Ocean. *J. Mar. Res.*, 29 (1), 1-10.
- BULMAN (R.A.), 1976. — Concentration of actinides in the food chain. U.K. Nat. Radiol. Protection Board, Rep. NRPB-R-44, 48 p.
- C.F.D.T., 1975. — *L'électronucléaire en France*. Éditions du Seuil, Paris, 445 p.
- CHENG (L.), HODGE (V.F.) et LEWIN (R.A.), 1977. — Polonium and plutonium in an intertidal food chain. *Nature*, 269 (5631), 795.
- CHERDYNTSEV (V.V.), KAZACHEVSKII (I.V.), SULERZHITSKII (L.D.) et KUZMINA (E.A.), 1965. — ²³⁹Pu in nature. *Geochim. Int.* (traduction anglaise), 2, 918-920.
- CHERRY (R.D.) et SHANNON (L.V.), 1974. — The alpha radioactivity of marine organisms. *Atomic Energy Rev.*, 12 (1), 3-45.
- CHIPMAN (W.A.), 1966. — Food chains in the sea. In: *Radioactivity and human diet*, Pergamon Press, New York, 421-453.

- COLEMAN (G.H.), 1965. — The radiochemistry of plutonium. Nat. Acad. Sci., Nat. Res. Council, Washington D.C., *Publ. NAS-NS 3058*, 184 p.
- CONWAY (H.L.), WAHLGREN (M.A.), PETERSON (N.) et NELSON (D.M.), 1976. — The sorption of ^{237}Pu by the Diatom *Asterionella formosa*. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-76-88-III*, 61-64.
- COULON (R.) et NENOT (J.C.), 1976. — Le Plutonium. II. - Le plutonium, l'environnement et l'Homme. *Annales des Mines*, 3-4, 77-84.
- DAHLMAN (R.C.), BONDIETTI (E.A.) et EASTWOOD (E.R.), 1975. — Plutonium in aquatic and terrestrial environments. Oak Ridge Nat. Lab., Tenn., *Rep. ORNL-5016*, 1-8.
- DAHLMAN (R.C.), BONDIETTI (E.A.) et EYMAN (L.D.), 1976. — Biological pathways and chemical behavior of plutonium and other actinides in the environment. In: *Actinides in the environment*, Amer. Chem. Soc., Sér., 35, Friedman (A.M.), ed., 47-80.
- DIX (G.P.) et DOBRY (T.J.), 1972. — Critical parameters in plutonium safety evaluations. *Health Phys.*, 22 (6), 569-574.
- DURBIN (P.W.), 1972. — Metabolism and biological effects of the transplutonium elements. In: *Handbook of experimental pharmacology*, Hodge (H.C.), Stannard (J.N.) et Hursh (J.B.), eds, Springer-Verlag, 299 p.
- DUURSMA (E.K.) et EISMA (D.), 1973. — Theoretical, experimental and field studies concerning reactions of radioisotopes with sediments and suspended particles of the sea. C. Applications to field studies. *Neth. J. Sea Res.*, 6, 265-324.
- DUURSMA (E.) et PARSİ (P.), 1976. — Distribution of plutonium 237 between sediment and seawater. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 23 (7), 159-160.
- EDGINGTON (D.N.), ALBERTS (J.J.), WAHLGREN (M.A.), KARTUNNEN (J.O.) et REEVE (C.A.), 1976. — Plutonium and americium in Lake Michigan sediments. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 Nov. 1975, I.A.E.A., Vienna, 499-516.
- EDSALL (J.T.), 1976. — Toxicity of plutonium and some other actinides. *Bull. Atom. Sci.*, 32 (7), 27-37.
- EMERY (R.M.) et KLOPPER (D.C.), 1976. — Distribution of transuranic elements in a freshwater pond ecosystem. In: *Environmental toxicity of aquatic radionuclides: models and mechanisms*, Miller (M.W.) et Stannard (J.N.), eds, Ann Harbor Sci. Publ. Inc., Ann Harbor, Mich., 269-285.
- EMERY (R.M.), KLOPPER (D.C.) et GARLAND (T.R.), et WEIMER (W.C.), 1976. — The ecological behavior of plutonium and americium in a freshwater pond. 4th Nat. Symp. on Radioecol., Corvallis, Oregon, May 12-14, 1975. In: *Radioecology and energy resources*, Cushing (C.E.), ed, Halsted Press, New York, 74-85.
- EMERY (R.M.), KLOPPER (D.C.) et WEIMER (W.C.), 1974. — The ecological behavior of plutonium and americium in a freshwater ecosystem. I. Limnological characterization and isotopic distribution. Battelle Pacific Northwest Lab., Richland, Wash., *Rep. BNWL-1867*, 77 p.
- EYMAN (L.D.), FRANK (M.L.) et TRABALKA (J.R.), 1975. — Effects of ^{239}Pu on carp embryos. Oak Ridge Nat. Lab., Tenn., *Rep. ORNL-5016*, 10-11.
- EYMAN (L.D.), TRABALKA (J.R.) et CASE (N.R.), 1976. — In: *Radioisotopes in the aquatic environment: models and mechanisms*, Stannard (J.N.), ed., Ann Arbor Press, Ann Harbor, Mich., 193-206.
- FOLSOM (T.R.), 1966. — Studies of background radioactivity levels in the marine environment near southern California. Environmental Mar. Radioactivity Ser., USAEC *Rep. TID 23476, IMR-TR-922-66-A*.
- FOLSOM (T.R.), HODGE (V.F.) et GURNEY (M.E.), 1975. — Plutonium observed on algal surfaces in the ocean. *Mar. Sci. Communications* 1 (1), 39-49.
- FOWLER (S.W.) et GUARY (J.C.), 1977. — High absorption efficiency for ingested plutonium in crabs. *Nature*, 266, 827-828.
- FOWLER (S.W.) et HEYRAUD (M.), 1976. — Flux of plutonium through marine biota. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 23 (7), 161-162.
- FOWLER (S.W.), HEYRAUD (M.) et BEASLEY (T.M.), 1975. — Experimental studies on plutonium kinetics in marine biota. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, 30 June-4 July 1975, I.A.E.A., Vienna, 157-177.
- FRAZIER (A.) et GUARY (J.C.), 1975. — Etude *in situ* de l'accumulation du plutonium chez des espèces marines végétales et animales en fonction de leur position systématique. *Note CEA-N 1818*, 17 p.
- FUKAI (R.), BALLESTRA (S.) et HOLM (E.), 1976. — $^{241}\text{Americium}$ in Mediterranean surface waters. *Nature*, 264 (5588), 739-740.
- GARNER (C.S.), BONNET (N.A.) et SEABORG (G.T.), 1948. — Search for elements 94 and 93 in nature. Presence of Pu^{239} in carnotite. *J. Amer. Chem. Soc.*, 70, 3453.

- GIESY (J. P.) et PAINE (D.), 1977 a. — Uptake of americium 241 by algae and bacteria. *Prog. Water Tech.*, 9, 845-857.
- GIESY (J. P.) et PAINE (D.), 1977 b. — Effects of naturally occurring aquatic organic fractions on ^{241}Am uptake by *Scenedesmus obliquus* (Chlorophyceae) and *Aeromonas hydrophila* (Pseudomonadaceae). *Appl. Environ. Microbiol.*, 33 (1), 89-96.
- GRAUBY (A.), 1976. — Comportement du plutonium et autres actinides dans l'environnement terrestre. *Rev. Gén. Nucl.*, 3, 218-222.
- GROMOV (V. V.), 1975. — Investigation on the behavior of trace elements in ocean water by the desorption method. *Radiokhimiya*, 16 (6), 757-760 (traduction américaine BNL-Tr-611, 14 p.).
- GROMOV (V. V.) et SPITSYN (V. I.), 1974 a. — Influence of phytoplankton on the physico-chemical state of ^{239}Pu , ^{106}Ru , ^{99}Tc and ^{60}Co in seawater. *Dokl. Akad. Nauk SSSR*, 215 (2), 451-453 (traduction américaine ORNL-Tr-2911).
- GROMOV (V. V.) et SPITSYN (V. I.), 1974 b. — Uptake of plutonium, ruthenium and technetium by phytoplankton. *Dokl. Akad. Nauk SSSR*, 215 (1), 214-217 (traduction américaine ORNL-Tr-2907).
- GROMOV (V. V.), SPITSYN (V. I.) et SURIKOV (V. V.), 1974. — Ultrafiltration studies on the state of plutonium and ruthenium in seawater. *Radiokhimiya*, 16, 312-316 (traduction américaine Plenum Publ. Corp., New York, UDC 541.18:546.882).
- GUARY (J. C.) et FOWLER (S. W.), 1977. — Biokinetics of neptunium 237 in mussels and shrimp. *Mar. Sci. Communications*, 3 (3), 211-229.
- GUARY (J. C.) et FRAIZIER (A.), 1975. — Observations *in situ* sur les mécanismes de transfert du plutonium en milieu marin. *Note CEA-N 1820*, 17 p.
- GUARY (J. C.) et FRAIZIER (A.), 1977. — Etude comparée des teneurs en plutonium chez divers Mollusques de quelques sites littoraux français. *Mar. Biol.*, 41, 263-267.
- GUARY (J. C.), MASSON (M.) et FRAIZIER (A.), 1976. — Etude préliminaire *in situ* de la distribution du plutonium dans différents tissus et organes de *Cancer pagurus* (Crustacea: Decapoda) et de *Pleuronectes platessa* (Pisces: Pleuronectidae). *Mar. Biol.*, 36, 13-17.
- HARDY (E. P.), 1974. — Worldwide distribution of plutonium. In: *Pu and other transuranium elements: sources, environmental distribution and biomedical effects*. Proc. Environmental Protection Agency Plutonium Standards Hearing, Washington D. C., Déc. 10-11, 1974, *Rep. WASH-1359*, 115-130.
- HARDY (E. P.), KREY (P. W.) et VOLCHOK (H. L.), 1973. — Global inventory and distribution of fallout plutonium. *Nature*, 241, 444-445.
- HARLEY (J. H.), 1971. — Worldwide plutonium fallout from nuclear weapons tests. Los Alamos Sci. Lab., *Rep. LA-4756*.
- HAYES (D. W.), LEROY (J. H.) et CROSS (F. A.), 1976. — Plutonium in Atlantic coastal estuaries in the Southern United States. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 nov., 1975, I.A.E.A., Vienna, 79-88.
- HETHERINGTON (J. A.), JEFFERIES (D. F.) et LOVETT (M. B.), 1975. — Some investigations into the behaviour of plutonium in the marine environment. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, 30 June-4 July 1975, I.A.E.A., Vienna, 193-212.
- HETHERINGTON (J. A.), JEFFERIES (D. F.), MITCHELL (N. T.), PENTREATH (R. J.) et WOODHEAD (D. S.), 1976. — Environmental and public health consequences of the controlled disposal of transuranic elements to the marine environment. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 Nov. 1975, I.A.E.A., Vienna, 139-154.
- HIGGO (J. J. W.), CHERRY (R. D.), HEYRAUD (M.) et FOWLER (S. W.), 1977. — Rapid removal of plutonium from the oceanic surface layer by zooplankton faecal pellets. *Nature*, 266 (5603), 623-624.
- HODGE (V. F.), FOLSOM (T. R.), COWEN (J. P.) et PARKS (G. J.), 1974. — Deposition of the trace heavy metals polonium and plutonium onto marine surfaces. In: *Proc. Amer. Geophys. Union Fall Ann. Meeting*, San Francisco, Dec. 13, 1974, USAEC Conf. Proc. CONF-741251-1, 11 pp.
- HOLLAND (W. D.) et VOLCHOK (H. L.), 1967. — The determination of sizes of SNAP-9A abort particles collected at high altitudes. In: *12th Ann. Meeting Health Phys. Soc.*, Washington, D.C.
- HOLM (E.) et PERSSON (R. B. R.), 1977. — Pu 241 and Am 241 in the environment. In: *Proc. 4th Intern. Congress, Intern. Rad. Prot. Ass.*, Paris, 24-30 avril 1977, 3, 845-848.
- IMAI (T.) et SAKANOE (M.), 1973. — Content of plutonium, thorium and protactinium in sea water and recent coral in the North Pacific. *J. Oceanogr. Soc. Japon*, 29 (2), 76-82.
- JOHNSON (J. E.), SVALBERG (S.) et PAINE (D.), 1974. — The study of plutonium in aquatic systems of the Rocky Flats environs. Colorado State Univ., Final Tech. Rep. for the period January, 1, 1971 to June 1, 1974, 186 p.

- JOSEPH (A. B.), GUSTAFSON (P. F.), RUSSELL (I. R.), SCHUERT (E. A.), VOLCHOK (H. L.) et TAMPLIN (A.), 1971. — Sources of radioactivity and their characteristics. In: *Radioactivity in the marine environment*, Nat. Acad. Sci., Nat. Res. Council, Washington, 6-41.
- KARTUNNEN (J. O.) et EDGINGTON (D. N.), 1974. — The distribution of plutonium in Lake Michigan sediments. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-75-3-III*, 113-127.
- KILLOUGH (G. G.) et McKAY (L. R.), 1976. — A methodology for calculating radiation doses from radioactivity released to the environment. Oak Ridge Nat. Lab., Tenn., *Rep. ORNL-4992*, 508 p.
- LABEYRIE (L. D.), LIVINGSTON (H. D.) et BOWEN (V. T.), 1976. — Comparison of the distributions in marine sediments of the fallout derived nuclides ^{59}Fe and $^{239,240}\text{Pu}$: a new approach of the chemistry of environmental radionuclides. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 nov. 1975, I.A.E.A., Vienna, 121-137.
- LAI (M. G.) et GOYA (H. A.), 1966. — Radioactivity release from plutonium metal to sea water. U.S. Naval Radiol. Defense Lab., San Francisco, *Rep. USNRDL-Tr-1050*.
- LANGHAM (W. H.), 1971. — Plutonium distribution as a problem in environmental science. In: *Environmental Plutonium Symposium*, Los Alamos, Aug. 4-5, 1971, Fowler (E. B.), Henderson (R. W.) et Milligan (M. F.), eds, *Rep. LA-4756*, 3-11, USAEC Conf. Proc. CONF-710817.
- LANGHAM (W. H.), HARRIS (P. S.) et SHIPMAN (T. L.), 1966. — Plutonium dispersal by accidental or experimental low-order detonation of atomic weapons. USAEC Doc. LA-1981, 42.
- LE QUINIO (R.), 1976. — Le Plutonium. I. Généralités et problèmes actuels. *Ann. Mines*, 3-4, 69-76.
- LINGREN (W. E.), 1966. — The electrochromatography of seawater containing dissolved plutonium. U.S. Naval Radiol. Defense Lab., San Francisco, *Rep. USNRDL-TRC-85*.
- LIVINGSTON (H. D.) et BOWEN (V. T.), 1975 a. — Americium in the marine environment — Relationships to plutonium. In: *Radioisotopes in the aquatic environment*, 8th Rochester Intern. Conf. on Environmental Toxicology, June 1-4, 1975, Woods Hole Oceanogr. Inst., *Rep. COO-3563-36*, *Rep. COO-2379.04-5*.
- LIVINGSTON (H. D.) et BOWEN (V. T.), 1975 b. — Contrasts between the marine and freshwater biological interactions of plutonium and americium. In: *In-Health Phys.*, 28, 539-547.
- teraction between water and living matter, Odessa, USSR, 6-10 oct. 1975, Woods Hole Oceanogr. Inst., *Rep. COO-3563-41*, USAEC Conf. Proc. CONF-7510121-1.
- MAGNO (P.), REAVEY (T.) et APEDIANIKIS (J.), 1970. — Liquid waste effluents from a nuclear fuel reprocessing plant. In: *Proc. 5th Ann. Health Phys. Soc. Midyear Topical Symp.*, 208-220.
- MARSHALL (J. S.), WALLER (B. J.) et YAGUCHI (E. M.), 1975. — Plutonium in the Laurentian Great Lakes: food-chain relationships. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 19, 323-329.
- MITCHELL (N. T.), 1973. — Radioactivity in surface and coastal waters of the British isles, 1971. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food Tech. Rep. FRL 9, 34 p.
- MIYAKE (Y.), KATSUGARI (Y.) et SUGIMURA (Y.), 1970. — A study on plutonium fallout. *J. Geophys. Res.*, 75 (12), 2329-2330.
- MIYAKE (Y.) et SUGIMURA (Y.), 1968. — Plutonium content in the Western North Pacific waters. *Pap. Meteorol. Geophys.*, 19 (3), 481-485.
- MIYAKE (Y.) et SUGIMURA (Y.), 1976. — The plutonium content in the Pacific Ocean waters. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 nov. 1975, I.A.E.A., Vienna, 91-105.
- MO (T.) et LOWMAN (F. G.), 1976. — Laboratory experiments on the transfer dynamics of plutonium from marine sediments to sea water and to marine organisms. 4th Nat. Symp. on Radioecol., Corvallis, Oregon, May 12-14, 1975. In: *Radioecology and energy resources*, Cushing (C. E.), ed, Halsted Press, New York, 86-95.
- MORLEY (F.) et KELLY (G. N.), 1974. — Radiological protection and transuranic wastes from the nuclear fuel cycle. In: *Proc. Seminar on the management of plutonium-contaminated solid wastes*, Marcoule, OCDE-CEA.
- MURRAY (C. N.) et FUKAI (R.), 1975. — Adsorption-desorption characteristics of plutonium and americium with sediment particles in the estuarine environment. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, 30 June-4 July 1975, I.A.E.A., Vienna, 179-192.
- MURRAY (C. N.) et KAUSKY (H.), 1976. — Plutonium and americium values in the North Sea and German coastal regions. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 nov. 1975, I.A.E.A., Vienna, IAEA-SM-199/26.
- NEVISSI (A.) et SCHELL (W. R.), 1975 a. — Distribution of plutonium and americium in Bikini atoll lagoon.

- NEVISSI (A.) et SCHELL (W. R.), 1975 b. — ^{210}Po and ^{238}Pu , ^{240}Pu in biological and water samples from the Bikini and Eniwetok atolls. *Nature*, **255** (5506), 321-323.
- NISHIWAKI (Y.), KIMURA (Y.), HONDA (Y.), SAKANOE (M.) et KOBAYASHI (A.), 1977. — Studies on radioecological concentration processes in the aquatic environment — Uptake and retention of Am-241 by fish. In: *Proc. 4th Intern. Congress, Intern. Rad. Prot. Ass.*, Paris, 24-30 avril 1977, **2**, 641-644.
- NOSHKIN (V. E.), 1972. — Ecological aspects of plutonium dissemination in aquatic environments. *Health Phys.*, **22**, 537-550.
- NOSHKIN (V. E.), BOWEN (V. T.), WONG (K. M.) et BURKE (J. C.), 1973. — Plutonium in North Atlantic Ocean organisms; ecological relationships. In: *Proc. 3rd Nat. Symp. on Radioecol.*, May 10-12, 1971, Oak Ridge, Tenn., Nelson (D. J.), ed, 681-688.
- NOSHKIN (V. E.) et GATROUSIS (C.), 1974. — Fallout ^{240}Pu and ^{239}Pu in Atlantic marine samples. *Earth and Planet. Sci. Lett.*, **22**, 111-117.
- NOSHKIN (V. E.), WONG (K. M.), EAGLE (R. J.) et GATROUSIS (C.), 1974. — Transuranics at Pacific atolls. I. Concentrations in the waters at Eniwetok and Bikini. Univ. of California, Lawrence Livermore Lab., Rep. UCLRL-51612 (TID-4500, UC-48), 30 p.
- NOSHKIN (V. E.), WONG (K. M.), EAGLE (R. J.) et GATROUSIS (C.), 1975. — Transuranics and other radionuclides in Bikini lagoon: concentration data retrieved from aged coral sections. *Limnol. Oceanogr.*, **20** (5), 729-742.
- PATIN (S. A.), PECHKURENKOV (V. L.) et SHEKHANOVA (I. A.), 1971. — Kinetics and mechanism of accumulation of plutonium by *Misgurnus fossilis* spawn. *Radobiologiya*, **11** (5), 742-746 (traduction U.S. AEC-Tr-7306, 153-159).
- PATTERSON (J. H.), NELSON (G. B.) et MATLACK (G. S.), 1974. — The dissolution of plutonium 238 in environmental and biological systems. Los Alamos Sci. Lab., Rep. LA-5624, 6 p.
- PATTERSON (J. H.), NELSON (G. B.), MATLACK (G. M.) et WATERBURY (G. R.), 1976. — Interaction of $^{238}\text{PuO}_2$ heat sources with terrestrial and aquatic environments. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 nov. 1975, I.A.E.A., Vienna, 63-78.
- PECHKURENKOV (V. L.), SHEKHANOVA (I. A.) et TELYSHEVA (I. G.), 1972. — The effect of chronic exposure to small doses of irradiation on the embryonic development in fish and the validity of various assessment methods (in Russian), *Vopr. Ichtiol.*, **12**, 84.
- PENTREATH (R. J.) et LOVETT (M. B.), 1976. — Occurrence of plutonium and americium in plaice from the north-eastern Irish Sea. *Nature*, **226** (5571), 814-816.
- PILLAI (K. C.) et MATHEW (E.), 1976. — Plutonium in aquatic environment — Its behaviour, distribution and significance. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 nov. 1975, I.A.E.A., Vienna, 25-46.
- PILLAI (K. C.), SMITH (R. C.) et FOLSOM (T. R.), 1964. — Plutonium in the marine environment. *Nature*, **203** (4945), 568-571.
- POLIKARPOV (G. G.), 1966. — *Radioecology of aquatic organisms*. North-Holland Publ. Comp., Amsterdam, 314 p.
- POLZER (W. L.), 1971. — Solubility of plutonium in soil/water environments. In: *Proc. Symp. on Safety in Plutonium Facilities*, Tech. Information Center, Oak Ridge, Tenn., USAEC Conf. Proc. CONF-710401, 411-429.
- PRESTON (A.), 1975. — The radiological consequences of releases from nuclear facilities to the aquatic environment. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, 30 June-4 July 1975, I.A.E.A., Vienna, 3-23.
- PRICE (K. R.), 1971. — A critical review of biological accumulation, discrimination and uptake of radionuclides important to waste management practices, 1943-1971. Battelle Pacific Northwest Lab., Richland, Wash., Rep. BNWL-B-148.
- RIISIO (S.), MIETTINEN (J. K.), JAAKKOLA (T.), 1975. — Uptake of soluble plutonium from seawater by the water plant *Enteromorpha ahneriana*. Tech. Progress Rep. 1974-1975 on radioactive foodchains in the subarctic environment, Dept. Radiochem., Univ. Helsinki, Rep. COO-3011, 5 p.
- ROBERTSON (D. E.), 1971. — Influence of the physico-chemical forms of radionuclides and stable trace elements in seawater in relation to uptake by the marine biosphere. In: *2^e colloque OCDE-ENEA*, Hambourg, 20-24 sept. 1971, 21-84.
- SHELL (W. R.) et WATTERS (R. L.), 1975. — Plutonium in aqueous systems. *Health Phys.*, **29** (4), 589-597.
- SEABORG (G. T.), 1970. — The plutonium economy of the future. In: *4th Intern. Conf. on plutonium and other actinides*, Oct. 5, 1970, Santa Fé, New Mexico.
- SILL (C. W.), 1975. — Some problems in measuring plutonium in the environment. *Health Phys.*, **29** (4), 619-626.

- SILVER (G. L.), 1976. — Existence of pentavalent plutonium in the environment. Mound Lab., Miamisburg, Ohio, *Rep. MLM-2296*, 23-24.
- SIMOLA (K.), JAAKKOLA (T.), MIETTINEN (J. K.), VOIPIO (A.) et NIEMISTO (L.), 1977. — Plutonium in Baltic sediments. In: *Proc. 4th Intern. Congress, Intern. Rad. Prot. Ass.*, Paris, 24-30 avril 1977, 3, 857-860.
- SIMPSON (H. J.), OLSEN (C. R.), TRIER (R. M.) et WILLIAMS (S. C.), 1976. — Man-made radionuclides and sedimentation in the Hudson River estuary. *Science*, **194**, 179-183.
- SPRUGEL (D. G.) et BARTELT (G. E.), 1975. — Preliminary mass balance of plutonium in a watershed near Sidney, Ohio. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-75-60-III*, 20-22.
- TAMURA (T.), 1976. — Physical and chemical characteristics of plutonium in existing contaminated soils and sediments. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 nov. 1975 I.A.E.A., Vienna, 213-229.
- TEMPLETON (W. L.), 1959. — Fission products and aquatic organisms. In: *Effects of pollution on living materials*, Symp. Inst. Biol., 8, London, 125-140.
- TEMPLETON (W. L.) et PRESTON (A.), 1966. — Transport and distribution of radioactive effluents in coastal and estuarine waters of the United Kingdom. In: *Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters*, I.A.E.A., Vienna, 267-289.
- THOMAS (C. W.), REID (D. L.) et LUST (L. F.), 1958. — Radiochemical analyses of marine biological samples following the « Redwing » shot series, 1956. General Electr. Co., Hanford, U.S.A., *Rep. HW-58674*, 81 p.
- THOMPSON (M. A.), 1975. — Plutonium in the aquatic environment around the Rocky Flats facility. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, 30 June-4 July 1975, I.A.E.A., Vienna, 213-226.
- TILL (J. E.), FRANK (M. L.), 1977. — Bioaccumulation, distribution and dose of ^{241}Am , ^{244}Cm and ^{239}Pu in developing fish embryos. In: *Proc. 4th Intern. Congress, Intern. Rad. Prot. Ass.*, Paris, 24-30 avril 1977, 2, 645-648.
- TILL (J. E.), KAYE (S. V.) et TRABALKA (J. R.), 1976. — Toxicity of uranium and plutonium to the developing embryos of fish. Oak Ridge Nat. Lab., Tenn., *Rep. ORNL-5160*, 193 p.
- TRABALKA (J. R.) et EYMAN (L. D.), 1976. — Distribution of plutonium 237 in a littoral freshwater microcosm. *Health Phys.*, **31** (4), 390-393.
- VOLCHOK (H. L.), 1974. — Transuranic elements in the marine environment. *Proc. Environment Protection Agency Plutonium Standards Hearings*, Washington D. C., dec. 10-11, 1974, *Rep. WASH-1359*, 155-168.
- WAHLGREN (M. A.), ALBERTS (J. J.), NELSON (D. M.) et ORLANDINI (K. A.), 1976. — Study of the behaviour of transuranics and possible chemical homologues in Lake Michigan water and biota. In: *Transuranium nuclides in the environment*, San Francisco, 17-21 nov. 1975, I.A.E.A., Vienna, 9-24.
- WAHLGREN (M. A.) et MARSHALL (J. S.), 1975. — The behaviour of plutonium and other long-lived radionuclides in Lake Michigan. I. Biological transport, seasonal cycling and residence times in the water column. In: *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, Otaniemi, 30 June-4 July 1975, I.A.E.A., Vienna, 227-243.
- WAHLGREN (M. A.) et NELSON (D. M.), 1972. — Plutonium in Lake Michigan water. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL 7960*, 7-14.
- WAHLGREN (M. A.) et NELSON (D. M.), 1973. — Evidence of an annual plutonium cycle in the near-surface waters of Lake Michigan. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-8060-III*, 90-92.
- WAHLGREN (M. A.) et NELSON (D. M.), 1974. — Studies of plutonium cycling and sedimentation in Lake Michigan. In: *Proc. 17th Conf. Great Lakes Res.*, Intern. Ass. Great Lakes Res., ed. 212-218.
- WAHLGREN (M. A.) et NELSON (D. M.), 1975. — Plutonium in the Laurentian Great Lakes: comparison of surface waters. *Verh. Intern. Verein Limnol.*, **19**, 317-322.
- WAHLGREN (M. A.) et NELSON (D. M.), 1976 a. — Seasonal cycling of plutonium in Lake Michigan. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-76-88-III*, 53-55.
- WAHLGREN (M. A.) et NELSON (D. M.), 1976 b. — A comparison of the distribution coefficients of plutonium and other radionuclides in Lake Michigan to those in other systems. Argonne Nat. Lab., Illinois *Rep. ANL-76-88-III*, 56-60.
- WALLER (B. J.), NELSON (D. M.) et MARSHALL (J. S.), 1973. — Plutonium in Lake Michigan fish. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-8060-III*, 27-31.
- WAYMAN (C. W.), BARTELT (G. E.) et EDGINGTON (D. N.), 1974. — Plutonium in aquatic biota of the Great Miami River watershed, Ohio. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-75-3-III*, 78-86.
- WILSON (D. W.), YOOK (C. N.) et ROBISON (W. L.), 1975. — Evaluation of plutonium at Eniwetok atoll. *Health Phys.*, **29** (4), 599-611.

- WINKLER (R.), HOTZL (H.) et ROSNER (G.), 1977. — Measurement of actinides in samples from effluent air, primary coolant and effluent water of nuclear power stations in the Federal Republic of Germany. In: *Proc. 4th Intern. Congress, Intern. Rad. Prot. Ass.*, Paris, 24-30 avril 1977, **2**, 251-254.
- WONG (K.M.), BURKE (J.C.) et BOWEN (V.T.), 1971. — Plutonium concentration in organisms of the Atlantic Ocean. In: *Health physics aspects of nuclear facility siting*, Proc. 5th Ann. Health Phys. Soc. Midyear Topical Symp., Ramada Inn, Idaho Falls Idaho, 3-6 Nov. 1970, **2**, 529-539.
- WONG (K.M.), HODGE (V.F.) et FOLSOM (T.R.), 1972. — Plutonium and polonium inside giant brown algae. *Nature*, **237** (5356), 460-462.
- WONG (K.M.), NOSHKIN (V.E.), SURPRENANT (L.) et BOWEN (V.T.), 1970. — Plutonium 239 in some marine organisms and sediments. Health and Safety Lab., Fallout Program, *Quart. Summ. Rep. HASL-227*, 1/25-1/33.
- WOODHEAD (D.S.), 1973. — Levels of radioactivity in the marine environment and the dose commitment to marine organisms. In: *Radioactive contamination of the marine environment*, Seattle, 10-14 July 1972, I.A.E.A., Vienna, 499-525.
- WRENN (M.D.E.), 1974. — Environmental levels of plutonium and the transplutonium elements. Proc. Environmental Protection Agency Plutonium Standards Hearing, Washington D. C., Dec. 10-11, 1974, *Rep. WASH-1359*, 89-114.
- YAGUCHI (E.M.), NELSON (D.M.) et MARSHALL (J.S.), 1973 a. — Plutonium and other radionuclides in biota near the Big Rock Point nuclear plant. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-8060-III*, 32-35.
- YAGUCHI (E.M.), NELSON (D.M.) et MARSHALL (J.S.), 1973 b. — Plutonium in Lake Michigan plankton and benthos. Argonne Nat. Lab., Illinois, *Rep. ANL-8060-III*, 18-26.
- YAMATO (A.), KINOSHITA (M.) et KUROKAWA (Y.), 1977. — Plutonium contents in the coastal environment of Japan. In: *Proc. 4th Intern. Congress, Intern. Rad. Prot. Ass.*, Paris, 24-30 Avril 1977, **3**, 865-868.
- ZLOBIN (V.S.), 1966. — Accumulation of uranium and plutonium by marine algae. *Radiobiologiya*, **6**, 613-617. (Traduction U.S. AEC-Tr-6773, 219-227).
- ZLOBIN (V.S.), 1971. — Active phase of assimilation of ^{239}Pu by the marine algae, *Ascophyllum nodosum*. *Tr. Polyar. Nauch. Issled. Proekt. Inst. Morsk. Ryb. Khoz. Okeanogr.*, **29**, 169-175 (traduction U.S. AEC-Tr-7418, 207-217).
- ZLOBIN (V.S.) et MOKANU (O.V.), 1970. — Mechanisms of the accumulation of ^{239}Pu and ^{210}Po by the brown algae *Ascophyllum nodosum* and marine phytoplankton. *Radiobiologiya*, **10**, 584-589 (traduction U.S. AEC-Tr-7205, 160-169).
- ZLOBIN (V.S.) et PERLYUK (M.F.), 1971. — Photosynthesis and the mechanism of the action of cyanide on cell respiration and ^{239}Pu accumulation by marine algae. *Tr. Polyar. Nauch. Issled. Proekt. Inst. Morsk. Ryb. Khoz. Okeanogr.*, **29**, 159-168 (traduction U.S. AEC-Tr-7418, 195-206).

Colloque international
ÉCOLOGIE ET BIOGÉOGRAPHIE DES MILIEUX MONTAGNARDS
ET DE HAUTE ALTITUDE

Organisé par l'Université de Bordeaux I et le Muséum National d'Histoire Naturelle,
sous l'égide du Parc National des Pyrénées Occidentales.

Ce colloque aura lieu au Centre d'Ecologie Montagnarde de Gabas à Laruns
(Pyrénées-Atlantiques) du 12 au 14 juin 1981.

Les thèmes suivants ont été retenus :

1. *Ecologie et biogéographie des principaux groupes végétaux et animaux;*
2. *Dynamique et évolution des milieux montagnards et de haute altitude naturels et soumis à l'action de l'homme;*
3. *Pédobiologie;*
4. *Milieux extrêmes, terrestres et aquatiques;*
5. *Ecologie génétique des milieux extrêmes; écologie moléculaire.*

Ce colloque est ouvert à tous ceux qui souhaitent présenter des communications
relatives aux milieux montagnards et de haute altitude des diverses régions du globe.

Secrétariat, renseignements et organisation :

R. MARTY, Laboratoire d'Ecologie et Ecophysiologie, Université de Bordeaux I.
R. DAJOZ, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.

Les communications peuvent être présentées en français et en anglais. Un résumé
de 15 à 20 lignes en deux langues des communications doit être envoyé avant le
1^{er} février 1981 au secrétariat du Colloque. Ces résumés seront distribués aux
participants avant le colloque.

Une deuxième circulaire individuelle sera envoyée dans le courant de l'année
à toutes les personnes ayant répondu à cette première circulaire.

UNE NICHE ÉCOLOGIQUE PEU CONNUE : LES POUSSIÈRES DES MAISONS. SON EXPLOITATION PAR LES ACARIENS, SON RÔLE DANS L'ASTHME BRONCHIQUE

par Pierre ROBAUX et Dominique BARBIER

Laboratoire d'Ecologie Générale du Muséum, Brunoy
Institut Pasteur, Paris.

RÉSUMÉ

Dans les poussières de maisons vivent des Acariens, en particulier D. pteronyssinus et D. farinae. Leur association avec la poussière est des plus « intéressante » pour l'homme, car elle provoque la production d'allergènes qui interviennent dans certaines formes d'asthme bronchique. Si le lit semble le meilleur biotope pour le développement de ces Acariens, ces derniers peuvent se rencontrer dans d'autres pièces des maisons d'habitation lorsque les conditions de température et d'humidité sont favorables. La poussière de maison qui comprend en particulier de nombreux déchets animaux et végétaux (cotons, laines, pollen, mycéliums, spores, squames de peau) et bien d'autres détritits de toutes origines, représente un milieu idéal pour le développement de ces Acariens.

Parmi les Acariens qui « exploitent » l'Homme, quelques uns vivent dans une niche écologique peu connue, même souvent ignorée, mais toujours présente : la poussière des maisons. Le malheur ne serait pas bien grand s'ils se contentaient de vivre des poussières, mais certaines espèces ont la singularité particulière d'être directement responsables de manifestations allergiques qui se traduisent le plus souvent par une maladie bien connue : l'asthme bronchique.

ABSTRACT

An uncommon ecological niche : house dust. Its exploitation by Acari and involvement in asthma.

In house dusts live some Acari, especially Dermatophagoides pteronyssinus et D. farinae. This association is really interesting for man because it produces allergens that are responsible for house dust allergy. The best site for the association of these mites with man seems to be bed. However, when temperatures and humidities are favorable, these mites and others also develop in other areas of houses. House dust with animal and plant fibers, e.g., cotton and wool lints, animal and human danders, pollens, spores, myceliums and other detritus of all kinds, is an excellent medium for the development of mites.

Le rôle des Acariens des poussières dans l'étiologie de certaines manifestations respiratoires fut signalé, semble-t-il, en premier par CARTER, WEDD et d'ABRERA en 1944 à Ceylan. Ces trois auteurs décrivirent sous le nom d'Acariase pulmonaire un syndrome caractérisé essentiellement par de la bronchite asthmatiforme, une hyperéosinophilie sanguine et, dans quelques cas, par des opacifications radiologiques pulmonaires fugaces. L'examen des crachats montra l'existence d'Acariens rencontrés le plus sou-

vent dans les maisons, autour des débris alimentaires. Ces auteurs émettent alors, l'hypothèse que ces Acariens provoquaient les troubles respiratoires observés, lorsqu'ils étaient inhalés avec les poussières des maisons.

Au cours des années suivantes, de nouveaux cas d'Acariase pulmonaire furent signalés un peu partout dans le monde. A la bronchite asthmatique on rattacha alors certains troubles d'étiologie obscure : poumon éosinophile, syndrome de Loeffler, éosinophilie tropicale.

En 1964, sous l'instigation du Docteur VOORHORST, Directeur de l'Institut d'Allergologie de LEIDEN aux Pays-Bas, deux biologistes, le Docteur SPIEKSMa et Madame SPIEKSMa-BOEZEMAN entreprirent l'étude des poussières des maisons des patients qu'ils examinaient. Très rapidement ils constatèrent qu'elles contenaient régulièrement, parmi d'autres Acariens, une espèce d'Acarien appartenant au vieux genre *Dermatophagoïdes* Bogdanov 1864 et que les crises d'asthme, chez leur patient, étaient d'autant plus aiguës qu'il y avait davantage de *Dermatophagoïdes* par gramme de poussières. Des tests cutanés pratiqués avec des échantillons différents de poussières recueillis dans diverses maisons et localités hollandaises montrèrent, également, que l'intensité des réactions était également proportionnelle au nombre de *Dermatophagoïdes* contenu dans les poussières. Les auteurs hollandais multipliaient les expériences; et très rapidement il apparut que la seule inhalation de poussières, contenant uniquement des produits d'excréments ou de sécrétions des *Dermatophagoïdes*, en la complète absence de ces Acariens, provoquaient, chez des sujets sensibilisés, le déclenchement de crises d'asthme, celles-ci étant d'autant plus violentes, que le nombre d'Acariens qui avaient vécu ou avaient été en contact avec les poussières, avaient été important.

Des recherches minutieuses dans les maisons des patients examinés permirent de localiser le biotope, par excellence, de ces Acariens : les chambres à coucher et, plus précisément, les matelas : ces ani-

maux se nourrissent presque exclusivement des produits de desquamation et des déchets cornés que l'homme perd régulièrement tous les jours.

Le Docteur FAIN (1964) de l'Institut de Médecine Tropicale d'Anvers en Belgique détermina l'Acarien *Dermatophagoïdes pteronyssinus* (Trouessart, 1897), espèce décrite en 1897 sous le nom de *Mealia pteronyssinus* par l'Acarologue français TROUESSART et complètement oubliée depuis. FAIN venait donc de « ressusciter » cette espèce; il la retrouva ensuite dans toutes les maisons de Belgique où il la recherchait.

A partir de cette époque, elle fut signalée un peu partout dans le monde : Amérique du Nord, Amérique du Sud, Japon, Afrique et plus récemment l'un de nous (D. B.) l'identifia à Madagascar.

Depuis les découvertes de SPIEKSMa l'attention des chercheurs, qu'ils soient médecin ou Acarologue, n'a cessé de croître; plus de 500 articles ont été publiés à ce jour. Si la plupart d'entre eux sont cependant d'ordre médical, l'intérêt des Acarologues pour cette faune très spécial n'a pas décliné bien au contraire. Aux espèces de BOGDANOV et TROUESSART sont venues, en effet, s'ajouter près de 25 espèces nouvelles qui, réparties dans deux sous-familles (*Dermatophagoïdinae* et *Pyroglyphinae*) forment la famille des *Pyroglyphidae*.

Si la plupart des travaux se concentrent encore actuellement autour de *D. pteronyssinus*, il ne fait aucun doute à présent que d'autres espèces, telles que *D. farinae* Hugues 1961 et *Euroglyphus maynei* (Cooreman, 1950) sont également responsables d'allergies respiratoires.

Dans les poussières des maisons ne vivent pas que des *Pyroglyphidae*. Bien d'autres espèces, en effet, appartenant à tous les Ordres et sous-Ordres de la sous-classe des Acariens, vivent dans ce biotope. Si certaines formes sont des hôtes occasionnels des poussières, d'autres sont, par contre, des habitants communs et bien connus des maisons et leur rôle dans l'asthme bronchique n'a pas encore été clairement démontré.

LE BIOTOPE POUSSIÈRE, SA COMPOSITION, EXTRACTION DE SA FAUNE

L'examen macroscopique et microscopique d'échantillons des poussières de maisons, provenant de différentes localités, montre que les poussières forment un milieu de composition extrêmement hétéroclite.

Malgré cette grande diversité, les constituants de la poussière des maisons peuvent se ranger en deux grands groupes. Le premier groupe comprend, d'une part des constituants inertes comme les grains de sable, des argiles, des résidus divers des pollutions industrielles et d'autre part des fragments d'organismes qui vivent normalement ailleurs que dans les poussières mais qui y laissent, soit à leur mort, soit au cours de leurs déplacements ou leurs mues, tout ou partie de leur organisme : c'est le cas de nombreux Arthropodes (Araignées, Insectes...); c'est aussi le cas des phanères et des squames perdus régulièrement par les hôtes d'une maison (Hommes, chats, chiens, oiseaux...). Outre des débris animaux, on détermine aussi régulièrement une multitude de matériaux d'origine végétale (pollen, graines...). On y trouve aussi de nombreux déchets liés à nos modes de vie : fibres animales (laine...), fibres végétales (sisal, coton...), fibres chimiques (moquette de nylon...) ainsi que des débris alimentaires abandonnés ici et là par chacun des habitants d'une maison. Tout ce matériel inerte constitue l'essentiel des poussières. Il forme un véritable biotope, plein de ressources alimentaires. Celui-ci sera alors rapidement investi, par de très nombreux organismes vivants qui l'adopteront parfois comme milieu naturel. Ceux-ci constituent donc le second groupe des constituants de la poussière des maisons. On y trouvera des champignons, des bactéries, des algues aussi, quelques Arthropodes (Lépismes ou poissons d'argent, des Collemboles, des Scutigères, mais surtout des Acariens). Ces derniers, comme nous le verrons plus loin, seront classés en plusieurs catégories selon leur régime alimentaire.

Les auteurs qui travaillent sur la poussière des maisons ont tous été amenés à en extraire la faune

Mais, le milieu pulvicolle étant un milieu sec, il est facile de comprendre que sa faune « ne descend » pas avec les méthodes classiques, dites de Berlese, qui utilisent justement l'abaissement du taux d'humidité à l'intérieur d'un échantillon. Chaque auteur a donc proposé une méthode d'extraction. Certains utilisent les techniques de flottation d'autres celles de centrifugation, d'autres encore les deux combinés. Mais selon l'usage que l'on veut faire de sa recherche on n'utilisera pas les mêmes méthodes. Le médecin qui a besoin d'un diagnostic rapide utilisera une méthode rapide : celle de FAIN (1964) par exemple qui utilise le système de décantations successives dans une solution saturée de sel de cuisine à laquelle on ajoute quelques gouttes d'un mouillant quelconque; ses aspects qualitatifs et sa facilité de mise en place l'ont fait adopter par le corps médical qui peut mettre ainsi en évidence, rapidement, la présence ou l'absence d'Acariens allergènes, *D. pteronyssinus*, par exemple. Bien entendu, cette méthode qui donne des résultats quantitatifs médiocres sera rejetée par l'écologiste qui étudiera les problèmes de prolifération des espèces allergènes et le contrôle numérique des populations en présence ou en l'absence de facteurs limitants, comme les prédateurs (LEBRUN et GRIDELET, 1973; GRIDELET, 1976). Ces deux auteurs ont, en effet, testé et comparé la plupart des méthodes d'extraction utilisées; il leur est apparu « des extractions différentielles selon la constitution du matériel poussiéreux et selon la technique utilisée », mais en se référant au comptage intégral sous binoculaire, la méthode des lavages énergiques et répétés à l'alcool à 90°, des échantillons s'est avérée « être une méthode intéressante sur le plan de l'efficacité du dénombrement » (GRIDELET, 1976).

LES ACARIENS PULVICOLLES

Après extraction de la faune, intervient l'identification des Acariens. Celle-ci, qui est souvent du domaine du spécialiste, permet de mettre en évidence un grand nombre d'espèces qui, à différents

titres, peuvent vivre aisément dans les poussières des maisons et être ainsi considérées comme de véritables Acariens pulvicoles. D'autre part, selon les lieux de prélèvements on notera des faunes acarologiques typiques caractérisées par des niveaux de densité distincts : une cuisine, une salle de séjour, une chambre d'enfants et une chambre d'adultes auront des faunes qui peuvent globalement, peut être se comparer mais qui quantitativement et qualitativement seront très différentes. D'une manière plus précise, il a été montré, à plusieurs reprises, que dans une même pièce, une chambre à coucher, par exemple, des prélèvements de poussières effectués simultanément le même jour, selon les mêmes techniques, au niveau du sol, au niveau d'un tapis et au niveau d'un matelas, présentaient une diversification faunique elle-même très poussée.

A titre d'information, nous donnons ci-dessous un tableau tiré du travail de GRIDELET (1976) qui a mis en évidence dans différentes habitations de Belgique, d'une part la diversité des espèces existant dans ces trois biotopes et d'autre part l'abondance relative des espèces recensées par biotope. Autrement dit, une niche écologique précise (matelas, tapis, poussières de plancher) a, à quelques exceptions près, une composition faunistique donnée (Tableau 1).

Quelque soit le biotope ou la zone biogéographique où l'on effectue le prélèvement, les différentes espèces d'Acariens que l'on rencontrera dans les poussières se répartiront en plusieurs groupes.

Un premier groupe rassemblera d'une manière assez artificielle toutes les formes qui appartiennent

TABLEAU 1
Comparaison de l'abondance relative des espèces recensées, dans trois biotopes de l'habitation domestique (D'après GRIDELET, 1976)

Espèces	Matelas n. absolus %		Tapis n. absolus %		Sol n. absolus %	
PYROGLYPHIDAE						
<i>Dermatophagoides pteronyssinus</i>	4,123	89,7	231	74,1	58	48,9
immatures	749	16,3	11	3,4	8	7,1
adultes	3,379	73,4	220	70,7	50	41,8
<i>Dermatophagoides farinae</i>	32	0,7	—	—	1	0,4
<i>Euroglyphus maynei</i>	87	1,9	23	7,5	10	8,7
<i>Dermatophoides</i> sp (non ident.)	51	1,1	6	1,9	5	4,6
ACARIDAE						
<i>Acarus svo</i>	—	—	—	—	6	5,2
<i>Tyrophagus</i> sp.	18	0,4	15	4,8	8	6,4
<i>Gohieria fusca</i>	—	—	—	—	4	3,3
<i>Chortoglyphus</i>	5	0,1	2	0,6	—	—
GLYCYPHAGIDAE						
<i>Glycyphagus</i> sp.	—	—	4	1,2	11	9,5
CHEYLETIDAE						
<i>Cheyletus</i> spp.	51	1,1	20	6,3	13	11,0
TARSONEMIDAE						
BDELLIDAE	230	5,0	3	1,1	—	—
LAELAPTIDAE	—	—	2	0,6	1	1,0
TETRANYCHIDAE	—	—	1	0,3	—	—
TETRANYCHIDAE	—	—	1	0,3	—	—
ORIBATES	—	—	4	1,3	1	1,0

à un milieu autre que le milieu pulvicolle proprement dit.

Dans le second groupe on retrouvera toutes les espèces qui sont régulièrement rencontrées dans les maisons, espèces qui peuvent se nourrir et se reproduire sur place.

Dans un troisième groupe, on rassemblera toutes les formes qui sont prédatrices de l'une ou l'autre espèce appartenant à l'un des deux groupes précédents : ces espèces se reproduisent aussi sur place.

Dans le premier groupe, on rencontrera donc des Acariens qui, à différents titres, se trouveront d'une façon plus ou moins exceptionnelle dans les habitations. Par rapport à la totalité des formes recensées, les espèces appartenant à ce groupe représentent un faible pourcentage. Ces formes ne peuvent, en général, ni se nourrir sur place, ni se reproduire. La plupart d'entre elles appartiennent à la faune du sol (Oribates et Mesostigmates divers, Actinedida : Bdellidae...). Ces espèces introduites accidentellement à la suite des allées et venues des différents hôtes de l'habitation meurent sur place en général rapidement. Dans ce premier groupe, on reconnaîtra également des formes parasites : les unes seront des parasites de végétaux : certaines seront véhiculées de même façon que les formes du sol, les autres proviendront tout simplement des plantes d'appartement. On trouvera parmi les formes parasites, un nombre souvent non négligeable d'ectoparasites transportés par les hôtes divers vivant dans les maisons (Tiques, Mesostigmates, Acarés, hypoparasiticoles, etc.). Jusqu'à présent aucune des formes de ce premier groupe d'Acariens n'ont été impliquées directement dans les problèmes concernant les allergies respiratoires.

Le second groupe se définira par l'ensemble des espèces qui peuvent mener, dans le complexe poussières, une vie totalement indépendante pouvant aller jusqu'à la reproduction. Dans les faits, ce groupe est défini par des Acariens qui, sans exception, appartiennent tous à l'ordre des Acarida. Ils se répartissent dans trois familles : *Pyroglyphidae*, *Acaridae* et *Glycyphagidae*.

Les espèces comme *Dermatophagoides pteronyssinus*, *D. farinae* ou *Euroglyphus maynei* appartiennent

aux *Pyroglyphidae*. Ce sont des pulvicoles au sens strict : elles se nourrissent essentiellement des divers produits de desquamation. Un de leurs habitats préférentiels est la maison : elles pourront s'y reproduire aisément. Pour certaines formes comme *D. pteronyssinus* et *D. neotropicalis* FAIN et BRONSWYK, 1973, le biotope par excellence est la poussière de matelas : 500 individus de *D. pteronyssinus* ont été trouvés par gramme de poussières. Il a été prouvé expérimentalement, rappelons-le, que les trois premières espèces étaient directement impliquées dans les phénomènes d'allergies respiratoires à la poussière des maisons. Si une dizaine d'autres espèces appartenant à cette famille ont déjà été recensées dans les poussières des maisons, leur rôle dans l'étiologie de l'asthme n'a, cependant, jamais été encore démontré. Des recherches en ce sens sur une espèce inédite de Madagascar sont actuellement en cours au Laboratoire d'Ecologie Générale du Muséum National.

Dans les poussières de maisons, il est également récolté un nombre (relativement) important d'autres formes appartenant aux deux autres familles : les *Acaridae* et *Glycyphagidae*. A quelques exceptions près (*Blomia tropicalis* Bronswijk, 1973 par exemple) les biotopes préférentiels de ces formes ne sont pas les maisons à usage domestique mais plutôt les silos, les hangars, les meuneries, les laiteries où l'on a coutume d'engranger, conserver ou stocker des produits à usage domestique tels que farine, sucre, grains, fromages... Des formes comme *Acarus siro*, L., 1758, *Tyrophagus putrescentiae* Schrank, 1781, *Glycyphagus domesticus* De Geer, 1771 qui vivent dans ces endroits et causent parfois aux produits stockés des dommages considérables se rencontrent très souvent dans les habitations à usage domestique où elles retrouvent, parmi les débris ménagers divers, et ce en dépit de tous les soins minutieux apportés au ménage, tout ce qui leur est nécessaire pour se nourrir et se reproduire (débris de farine, de gâteaux, de sucres, d'aliment frais...). Là, cependant, à de rares exceptions près, elles ne trouvent que très rarement les conditions idéales de température et d'humidité pour un développement optimal; les populations de ces animaux y

restent donc toujours faibles. Si dans certaines conditions, plusieurs espèces provoquent chez certains individus des dermatoses bien connues (coprah itch; dermatose des boulangers...) leur rôle dans l'asthme bronchique n'a jamais été clairement démontré. Toutefois, MAUNSELL (1968) et MIYAMOTO (1969) montrèrent que certaines personnes présentaient des réactions cutanées pour des espèces comme *T. putrescentiae*, *Acarus siro*...

Le troisième groupe comprend tous les Acariens qui exercent une fonction prédatrice sur l'ensemble des espèces appartenant aux deux premiers groupes. Les formes appartenant à cet ensemble sont peu nombreuses : aux Cheyletidae bien connus de tous les Acarologues, comme prédateurs, FAIN (1970) suivi en cela par GRIDELET (1976) considèrent que les Tarsonemides peuvent entrer dans cette catégorie. Ceux-ci se nourrissent d'œufs d'Insectes et d'Acariens. Dans le tableau I, on notera que l'ensemble Cheyletidae-Tarsonemidae, quelque soit le milieu prospecté et analysé, représente entre 6 % et 11 % de la faune totale. Cette faune de prédateurs n'est donc pas à négliger, car elle limite certainement le développement de tous les autres Acariens, soit en dévorant leurs œufs comme le font les Tarsonemidae, soit en s'attaquant aux stases immatures et adultes comme le font les Cheyletidae. Ces deux groupes d'Acariens, trouvant d'une part une nourriture abondante et d'autre part pouvant résister à des fluctuations importantes de température et d'humidité trouveront dans le biotope poussières, le biotope idéal pour pouvoir non seulement survivre mais aussi se développer.

ASPECTS BIOLOGIQUES ET ÉCOLOGIQUES PROPRES AUX ACARIENS PYROGLYPHIDAE

La plupart des travaux concernant les Acariens Pyroglyphidae sont le propre de deux équipes : l'équipe hollandaise du Dr. SPIEKMA qui a travaillé sur *D. pteronyssinus* et l'équipe du Dr. WHARTON aux U.S.A. sur *D. farinae*.

L'équipe hollandaise a d'abord été frappée par les corrélations existant entre la présence de *D.*

pteronyssinus et le degré d'humidité des maisons. Puis ils constatèrent qu'aux années humides correspondaient un accroissement des cas d'asthme bronchique; le nombre des malades augmentait régulièrement au début de l'automne, alors que la densité de *D. pteronyssinus* croissait dans les prélèvements de poussières effectués mensuellement au domicile des malades, atteignant un maximum en septembre-octobre. Des recherches menées au Laboratoire vinrent confirmer que les taux d'humidité relative pour un développement optimal se situait entre 75 % et 85 % R.H., taux d'humidité relative observé justement en automne en Hollande; le climat océanique s'y fait ressentir, tout particulièrement dans les maisons qui n'utilisent pas encore le chauffage central à cette époque de l'année.

SPIEKMA et collaborateurs montrèrent que la température optimale, aussi, pour *D. pteronyssinus* se situait autour de 25 °C. DUSBABEK (1975) observa que cette température était justement celle d'un matelas après quelques heures d'occupation. Le matelas étant, rappelons-le, le biotope idéal de *D. pteronyssinus*. Par contre, les températures supérieures à 30 °C sont défavorables au développement et une température de 45 °C est létale au-delà de 24 heures pour toute une population.

Ces auteurs rapportent enfin que la nourriture est un facteur essentiel pour le bon développement des populations : il faut ajouter aux squames de peaux humaines diverses levures du type *Saccharomyces cerevisiae* ou *Aspergillus*.

Les chercheurs de l'équipe du Dr WHARTON ont, dans les années qui suivirent, examiné et analysé les conditions de vie de *D. farinae* impliquée également dès 1969 par LARSON, MITCHELL et WHARTON dans les allergies à la poussière de maison. Cette espèce qui semble supplanter *D. pteronyssinus* là où l'humidité ambiante atteint rarement 75 %-80 % R.H. est considérée actuellement comme l'espèce continentale par opposition à *D. pteronyssinus* qui est l'espèce océanique. Sa température optimale de développement se situe au-dessus de 25 °C, les taux optima d'humidité relative étant nettement plus bas 65 %-70 % R.H. (LARSON, 1969; ARLIAN, 1974-1974). Cette espèce montre, comme il était

prévisible, une plus grande tolérance aux variations d'humidité puisque son développement est obtenu pour des humidités relatives allant de 50 % à 80 % R.H.

Pour ces deux espèces (*D. pteronyssinus* et *D. farinae*) la durée de vie des adultes est supérieure à deux mois; les femelles, après plusieurs copulations, peuvent pondre entre 200 et 300 œufs à la cadence de 1 à 2 œufs par jour. Le cycle complet de développement – d'œuf à œuf – est de 1 mois dans les conditions optimales de température (25 °C) d'humidité et de nourriture.

A 26 °C et 32 °C les temps complets de développement pour *D. farinae* sont respectivement de 23 et 18 jours.

A 15 °C les périodes « de pupaison » lors du passage de la stase protonymphale à la stase tritonymphale d'une part, et de la stase N3 à la stase adulte d'autre part, peuvent se prolonger respectivement pendant 143 jours et 50 jours, soit 50 %, du temps total de développement (389 jours) (FURUMIZO, 1973).

A 20 °C la durée du cycle atteint 100 jours, également à cause de la longue durée de la stase protonymphale (OSHIMA et SUGIMA, 1966).

A notre connaissance, il n'existe aucune donnée biologique sur *Euroglyphus maynei* Cooreman 1950 qui est considérée par la plupart des auteurs comme une espèce hautement allergisante, au même titre que le sont *D. pteronyssinus* ou *D. farinae*, et qui fréquentent comme ces deux espèces les mêmes biotopes.

Des recherches analogues à celles des équipes américaines et hollandaises sont actuellement effectuées au Laboratoire d'Ecologie Générale du Muséum sur une espèce inédite de Madagascar appartenant à la famille des Pyroglyphidae. Cette espèce, qui semble très abondante dans certaines maisons de Tananarive, est élevée comme *D. pteronyssinus* et *D. farinae* sur des squames de peau humaines mélangées à des levures *Saccharomyces cerevisiae* et de la farine de poissons. Elle vit en étroite association avec *D. pteronyssinus*. Pour vivre et se reproduire, il semble qu'elle ait adopté des conditions thermo-

dynamiques assez voisines de cette dernière espèce. Sa résistance aux basses humidités semble par contre plus grande. Des résultats complets sur le développement des populations, la longévité des adultes, sur le taux de reproduction seront prochainement publiés.

Parallèlement aux Pyroglyphidae, un certain nombre d'espèces appartenant à d'autres familles du Sous-Ordre des Acaridida (Acaridiae et Glycyphagidae) vivent dans le même biotope. Différents auteurs se sont alors demandés si elles ne rentraient pas directement en compétition avec les Pyroglyphidae. Quelques expériences ont alors été réalisées. Des populations de *Dermatophagoides* ont dans un premier temps été submergées par des populations d'*Acarus siro* ou de *Tyrophagus putrescentiae* qui dans des conditions semblables ont un développement d'œuf à œuf beaucoup plus rapide que les populations de *Dermatophagoides*. Dans un second temps, la nourriture favorite des *Acarus* ou des *Tyrophagus* s'épuisant très rapidement, les colonies de ces Acariens disparaissent, laissant alors se développer dans les meilleures conditions les *Dermatophagoides* qui utilisent normalement l'essentiel des ressources alimentaires laissées par les espèces précédentes. BRODY et al. (1972) ont même montré que les cadavres d'*A. siro* étaient une excellente nourriture pour *D. pteronyssinus*. Dans les conditions expérimentales, le taux d'humidité n'est pas un facteur important limitant puisque l'on conserve les élevages à humidité constante, bien que, pour un développement optimal, *T. putrescentiae*, *A. siro* ou *Glycyphagus domesticus* exigent des humidités relatives plus élevées (voisins de 80 %) que celles demandées par les Pyroglyphidae. Dans les maisons d'habitation il n'en est pas de même; les humidités ambiantes atteignent dans nos régions rarement 80 % R.H. et, le seul fait d'allumer le chauffage fait tomber le degré d'humidité de 20-30 ou même 40 %. Cette chute, même si elle est de faible amplitude, ne permet plus la survie des Acaridiae et des Glycyphagidae.

Peu de recherches ont été effectuées sur les Acariens prédateurs comme les Cheyletidae que l'on retrouve, nous l'avons vu, dans des proportions

non négligeables dans les poussières de maisons. WHARTON et ARLIAN (1972) ont montré que lorsque *Cheyletus eruditus* Schrank, 1781 avait le choix entre des *Dermatophagoides* et des *Glycyphagus*, il s'attaquait à l'une ou l'autre espèce sans distinction. BRONSWIJK et ses collaborateurs (1971) observèrent de leur côté qu'une population de *Dermatophagoides* élevée avec des *Acarus*, des *Glycyphagus* et des Cheyletidae était complètement éliminée en 48 jours par les Acariens de ce dernier groupe, alors que les deux autres formes (*Acarus* et *Glycyphagus*) s'étaient accrues en nombre durant cette période. Quoiqu'il en soit, si l'action prédatrice de ces Acariens sur le développement des populations de *Dermatophagoides* est certaine, elle reste encore très mal connue. Il s'instaure très certainement de nouvelles relations et de nouveaux équilibres; il serait intéressant de les mettre en évidence.

LE PROBLÈME DES ALLERGÈNES CONTENUES
DANS LA POUSSIÈRE DE MAISON
(d'après WHARTON, 1976)

Lorsqu'en 1964 les Acariens furent associés de façon convaincante à l'allergie à la poussière de maison, d'autres champs de l'immunologie avaient progressé dans leur compréhension jusqu'à un niveau moléculaire. A la même époque de nombreuses études allergologiques reposaient sur des concepts empiriques; en particulier les tests les plus fréquemment utilisés par les allergologues pour leur recherche sur les allergies dues aux Arthropodes étaient les tests cutanés et les tests d'inhalation.

Le fait que des patients sensibilisés à la poussière de maison répondaient de la même façon à des extraits de poussières provenant du monde entier, suggéra aux médecins spécialistes que dans la plupart des échantillons de poussières existait une molécule allergène spécifique en quantité plus ou moins importante selon les échantillons. Lorsqu'on montra alors que l'Acarien responsable des allergies était *Dermatophagoides pteronyssinus* et que cette espèce était présente partout dans le monde, beaucoup

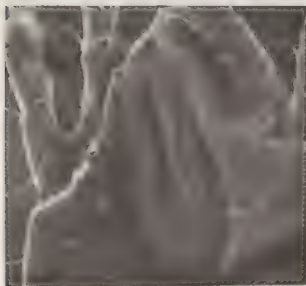
pensèrent que la recherche de l'agent allergène de la poussière de maison était arrivée à son terme.

A la même époque on montra alors qu'une substance appelée réaginine (anticorps qui interviennent dans les maladies atopiques) responsable des allergies constatées, était en fait une immunoglobuline IgE nouvelle. Le champ des recherches se déplace alors vers la chimie moléculaire et les principales caractéristiques de cette IgE furent précisées (MIYAMOTO et coll., 1969). Par ailleurs, l'analyse, sur colonne de Sephadex, d'extraits de poussières ayant contenu des *Dermatophagoides* montra que l'allergène en question appartenait à un groupe de macromolécules de faible poids moléculaire (25 000-40 000 Daltons). Elles sont constituées par un composé hydrocarboné lié à un peptide contenant plusieurs liaisons glycoside-lysine. Ces molécules représentent des produits de dégradation de macromolécules hydrocarbonées de poids moléculaire élevé qui ont subi une « décomposition » et réagit avec des molécules de nature protéique auxquelles elles sont intimement liées (BERRENS, 1970).

La poussière de maison, avec sa multitude de détritits et débris variés (coton, laine, squames diverses, miettes, sucres divers, pollens...) est alors apparue comme étant un excellent milieu pour de telles activités chimiques (BRONSWIJK, 1972). Ces activités chimiques, selon une autre hypothèse, peuvent se dérouler dans le tube digestif des Acariens des poussières de maisons, puisque ceux-ci ingèrent toute une série d'aliments variés. A l'appui de cette thèse, une expérience simple. Un échantillon de poussières contenant peu d'Acariens Pyroglyphidae est divisé en deux fractions. Une des fractions est conservée de telle façon que la population d'Acariens ne puissent guère s'accroître. L'autre fraction voit sa population passer de 5 individus par gramme de poussières à 1680 par gramme de poussières. Dans ce second cas, il est montré que le pouvoir allergène de cette seconde fraction est multiplié par 100, alors que le pouvoir allergène de la première fraction reste sensiblement le même qu'au départ (SPIEKSMAN, 1967 a). A la suite d'expériences similaires YOUNG et BANGMA (1970) considèrent que le tube digestif est le lieu idéal pour la pro-



A



B



C



D



E

A: *Dermatophagoides pteronyssinus*, larve; B: *D. pteronyssinus*, détail de la partie antérieure du corps; C: *Cheyletus eruditus* un des principaux prédateurs des *Dermatophagoides*; D et E: *Pyroglyphus* sp. espèce inédite de Madagascar, proche espèce d'*Euroglyphus maynei* commune en Europe

duction massive d'allergènes. Il est montré également que les excréments, plus que les mues ou les cadavres, sont davantage porteurs d'allergènes (WHARTON et BRODY, 1972).

Quoique l'on puisse penser de ces différentes expériences, l'implication des Acariens dans certaines allergies à la poussière de maison, est prouvée par les associations qui peuvent exister entre malades et Acariens. Lorsqu'un sujet sensibilisé est soustrait d'un environnement qui contient des Acariens, les symptômes diminuent ou disparaissent.

La suppression des Acariens suppose suppression concomitante des poussières de telle sorte que la preuve n'est pas absolue, mais si la suppression des Acariens n'entraînerait pas la rémission des symptômes, la conclusion que les Acariens n'étaient pas impliqués serait inévitable.

En conclusion, il ne semble pas possible de dissocier l'étude des Acariens de la poussière de maison de l'étude de la poussière de maison elle-même. En d'autres termes, le couple Acariens de la poussière de maison — poussières de maison doit être considéré comme une unité indissociable dans toutes études du présent problème.

BIBLIOGRAPHIE

- ARAUJO-FONTAINE (A.) et coll., 1970. — Anticorps sériques antipoussières dans l'atopie. *Soc. Biol. Strasb. C.R.*, **12**, 164-168.
- ARLIAN (L.G.) et WHARTON (G.W.), 1974. — Kinetics of active and passive components of water exchange between the air and a mite *Dermatophagoides farinae*. *J. Insect. Physiol.*, **20**, 1063-1077.
- ARLIAN (L.G.), 1975. — Dehydration and survival of the European house dust mite *Dermatophagoides pteronyssinus*. *J. Med. Entom.*, (Hawaii), **12** (4), 437-442.
- BERRENS (L.), 1970. — The allergens in house dust. *Prog. Allergy*, **14**, 259-339.
- BERRENS (L.), 1970. — Structural studies of house dust allergens. *Clin. Exp. Immunol.*, **6**, 71-74.
- BOGDANOV (A.), 1864. — Deux acariens trouvés par M. Schérémétewsky sur l'homme. *Bull. Soc. Imp. Natur. Moscou*, **37**, 341-345.
- BRONSWIJK (J.E.M.H., van), 1972. — House dust ecosystem and house dust allergen(s). *Acta Allergol. (Kbh)*, **27**, 219-228.
- BRONSWIJK (J.E.M.H., van) et KOEKKOEK (H.H.), 1972. — Effects of low temperature on the survival of house dust mites of the family Pyroglyphidae (Acari: Sarcoptiformes). *Neth. J. Zool.*, **22**, 207-211.
- BRONSWIJK (J.E.M.H., van), 1973. — The genus *Bloimia* Oudemans (Acari-Glycyphagidae). I et II. *Acarologia*, **15** (3), 477-505.
- CARTER (H.F.), WEDD (G.) et d'ABRERA (V.), 1944. — The occurrence of mites (Acarina) in human sputum and their possible significance. *Indian Med. Gaz.*, **79**, 163-168.
- COOREMAN (J.), 1950. — Sur un Acarien nouveau, préjudiciable aux matières alimentaires entreposées: *Mealla maynei* n. sp., *Bull. Ann. Soc. Ent. Belg.*, **86**, 164-168.
- DUSBABEK (F.), 1975. — Population structure and dynamics of the house dust mite *Dermatophagoides farinae* (Acarina-Pyroglyphidae) in Czechoslovakia. *Folia Parasit.*, **22**, 219-235.
- FAIN (A.), 1964. — Note sur le genre *Dermatophagoides* Bogdanov. Description d'une espèce nouvelle (Acari-Psoroptidae). *Rev. Zool. Bot. Afr.*, **69**, 201-205.
- FAIN (A.), 1966. — Allergies respiratoires produites par un Acarien (*Dermatophagoides pteronyssinus*) vivant dans les poussières des habitations. *Bull. Acad. Roy. Med. Belg.*, **6**, 479-499.
- FAIN (A.), 1967. — Le genre *Dermatophagoides* Bogdanov 1864, son importance dans les allergies respiratoires et cutanées chez l'homme (Psoroptidae: Sarcoptiformes). *Acarologia*, **9**, 179-225.
- FAIN (A.), 1970. — A new mite found in house dust in Singapore. *Acarologia*, **12**, 164-167.
- FAIN (A.) et BRONSWIJK (J.E.M.H., van), 1973. — On a new species of *Dermatophagoides* (*D. neotropicalis*) from house dust, producing both normal and heteromorphic males (Sarcoptiformes: Pyroglyphidae). *Acarologia*, **15**, 181-187.
- FURUMIZO (R.T.), 1973. — The Biology and Ecology of the house dust mite *Dermatophagoides farinae* Hughes, 1961 (Acarina: Pyroglyphidae) Ph. D. dissertation, University of California, Riverside, 143 p.
- GRIDELET-SAINT GEORGES (D.), 1976. — Techniques d'extractions applicables à l'étude écologique des Acariens des poussières de maisons. Comparaisons qualitatives des divers types de poussières. *Acarologia*, **18** (4), 693-708.

- LARSON (D.G.), 1969. — The critical equilibrium activity of adult females of the house dust mite *Dermatophagoides farinae*. Ph. D. dissertation, The Ohio State University, Columbus, Ohio, 35 p.
- LARSON (D.G.), MITCHELL (W.F.) et WHARTON (G.W.), 1968. — Preliminary studies on *Dermatophagoides farinae* Hughes, 1961 (Acari) and house dust allergy. *J. Med. Entom.*, **6**, 295-299.
- LEBRUN (P.) et GRIDELET (D.), 1973. — Contribution à l'étude écologique des Acariens des poussières de maison. *Acarologia*, **15**, 461-476.
- MAUNSELL (K.A.), HUGHES (A.M.) et CUNNINGTON (A.M.), 1968. — Mites and house dust allergy in bronchial asthma. *Lancet*, **1**, 1267-1270.
- MİYAMOTO (T.), OSHIMA (S.) et ISHIZAKI (T.), 1969. — Antigenic relation between house dust and a dust mite, *Dermatophagoides farinae* Hughes, 1961, by a fractionation method. *J. Allergy*, **44**, 282-291.
- OSHIMA (S.) et SUGITA (K.), 1966. — Life history of *Dermatophagoides farinae* Hughes, 1961 (Acarina: Epidermoptidae). *Bull. Yokohama Munic. Inst. Publ. Hlth.*, **4**, 66-69.
- ROUSSET (G.), 1971. — Contribution à l'étude systématique et écologique des Acariens impliqués dans l'allergie respiratoire à la poussière de maison. Thèse Fac. Med. Montpellier, 130 p.
- SPIEKSMAS (F. Th. M.), 1967. — The house dust mite *Dermatophagoides pteronyssinus* (Trouessart, 1897) producer of the house dust allergen (Acari: Psoroptidae). Thesis Leiden, 65 p.
- SPIEKSMAS (F. Th. M.) et SPIEKSMAS-BOEZEMAN (M.), 1967. — The mite fauna of house dust with particular reference to the house dust mite *Dermatophagoides pteronyssinus* (Trouessart, 1897) (Psoroptidae: Sarcoptiformes). *Acarologia*, **9**, 226-241.
- SPIEKSMAS (F. Th. M.), 1973. — *Malayoglyphus carmelitus* n. sp., a new mite from dust from a house on Mount Carmel (Pyroglyphidae: Sarcoptiformes). *Acarologia*, **15**, 171-180.
- SPIEKSMAS (F. Th. M.), 1973. — Importance des allergènes Acariens. *Rev. Fr. Allerg.*, **13**, 133-148.
- TROUËSSART (E.L.), 1901. — Sur deux espèces, formant un genre nouveau, de Sarcopitidas détriticoles parasites des fourrures. *Bull. Soc. Zool. France*, **26**, 82-84.
- VOORHORST (R.), 1960. — Nature and qualities of the house dust allergen *Acta Allergol.*, **15**, 233-247.
- VOORHORST (R.), 1970. — Quantitative aspects of the problem of house dust atopy and house dust mites. *Acta Allergol.*, **25**, 237-254.
- VOORHORST (R.), 1972. — Clinical significance of house dust mite hypersensitivity for the pathogenesis of bronchial asthma. *Med. Klin.*, **67**, 646-651.
- VOORHORST (R.), SPIEKSMAS-BOEZEMAN (M.) et SPIEKSMAS (F. Th. M.), 1964. — Is a mite (*Dermatophagoides* sp.) the producer of the house dust allergen? *Allerg. Asthma*, **10**, 329-334.
- WHARTON (G.W.), 1970. — Mites and commercial extracts of house dust. *Science*, **167**, 1382-1383.
- WHARTON (G.W.), 1976. — House dust mites. *J. Med. Entom.*, **12**, 577-621.
- WHARTON (G.W.) et ARLIAN (L.G.), 1972. — Predatory behaviour of the mite *Cheyletus aversor*. *Anim. Behav.*, **20**, 719-723.
- WHARTON (G.W.) et BRODY (A.R.), 1972. — The peritrophic membrane of the mite *Dermatophagoides farinae*: Acariformes. *J. Parasitol.*, **58**, 801-804.
- YOUNG (E.) et BANGMA (P.J.), 1970. — Mites and house dust allergy. *Acta Allergol.*, **25**, 25-36.

ANALYSE PRÉLIMINAIRE DES RELATIONS ENTRE LE MILIEU ET LE PEUPLEMENT HUMAIN SUR LE LITTORAL DE DUNKERQUE

par Charles POINSOT et Monique ROGER

Agence d'Urbanisme de la Région Dunkerquoise
20, avenue de la Libération, 59140 Dunkerque.

RÉSUMÉ

Dans le cadre de la réalisation d'une Base de Loisir et de Nature sur le littoral dunaire de la Mer du Nord à l'Est de l'agglomération dunkerquoise, il est apparu nécessaire de connaître le mode de fréquentation et le comportement actuels du peuplement humain sur le site.

Une approche éthoécologique a été entreprise (J.Y. GAUTHIER et coll., 1978) qui essaye d'analyser les relations existant entre les différents types de populations (individus, couples, familles, groupes), leurs comportements et la nature du site.

Après avoir défini les caractéristiques du peuplement, par une enquête sondage, et sa répartition sur le site (photographies aériennes), il a été pratiqué une observation par échantillonnage soit par itinéraire sur le bord de mer, soit par station d'observation sur les reliefs dunaires. L'analyse des résultats fait apparaître la faible utilisation du site naturel par rapport aux sites urbanisés. Ces deux domaines s'opposent par les types de populations observées et leurs comportements de loisir mais aussi par les tendances à l'agrégation sur les zones balnéaires (relations de co-présence) et à la dispersion sur les dunes. Un essai de typologie éthoécologique fait apparaître que, d'une façon générale, les comportements s'expriment dans la mesure du possible par référence à la dualité Ville-Nature, que ce soit sur le plan physique immédiat comme sur le plan psychologique référentiel.

SUMMARY

Approach of human behaviour in the coastal sand dune at Dunkerque (France).

Before carrying into effect a Leisure and Nature Center on the North Sea Coast, at the east of Dunkirk urban center, it seemed necessary to know the present mode of frequentation and behaviour of the human peopling on the site. An etho-ecological study was undertaken which tried to analyse the existing relationships between the different types of peoplings (individuals, couples, families, groups) their behaviours and the nature of the site.

After having defined the characteristics of the peopling through a sounding-inquiry, and its repartition on the site (through air photographs) we turned to observation, making samples either by surveying the seaside or by keeping observation-posts on the sand hills.

The analysis of the results shows the small utilization of the natural site compared with the urban sites. These two areas oppose to each other by the types of peoplings and their leisure behaviours, but also by the tendencies to grouping on the seaside resort zones and to dispersion on the dunes.

An attempt of etho-ecological typology shows that, generally, the behaviours refer as much as possible to the duality Town-Nature, on the basic physical ground as well as on the reference psychological ground.

Key words : Leisure behaviour - Sand dunes areas - Dunkirk-North Sea Coast

mations de nature socio-éthologiques qui étaient transcrites sur tableaux (Fig. 1). On a distingué deux variantes selon les conditions de l'environnement; le milieu présentant deux faciès, les plages et les dunes :

LE COMPTAGE PAR ITINÉRAIRE.

Cette technique exclusivement appliquée sur le front de mer réclame, selon MONFORT (1975), que les différents itinéraires d'échantillonnage soient représentatifs des habitats à étudier. Les dénombrements y ont été faits à l'œil nu, avec vérification à la jumelle, et le déplacement à pied. La durée de parcours de chaque itinéraire — ou *transect* — était variable selon l'importance du peuplement du site. Seuls le trajet, sa longueur et ses subdivisions ont constitué des constantes. En effet, pour que les résultats de ces comptages soient significatifs, chaque transect était linéaire et découpé en sous-secteurs faisant apparaître des zones homoécologiques, ou des discontinuités susceptibles d'avoir un effet de frontière ou de lisière.

LE COMPTAGE PAR STATION D'OBSERVATION.

Dans les terrains mouvementés comme le sont les dunes (P. DESWARTE, C. POINSOT, 1975), la méthode des transects est inapplicable, ce type d'analyse n'étant possible que pour des sites où n'existe aucune occlusion, même partielle, du champ visuel. Aussi a-t-on eu recours à une variante qui consiste à placer un observateur sur un point dominant et à lui faire noter tout contact obtenu dans un secteur préalablement défini, ceci pendant un temps déterminé (une demi-heure) nécessaire pour un nombre suffisant de contacts, et maximum pour une observation sans lassitude, pouvant entraîner une perte sensible d'informations.

On obtient des indices ponctuels d'abondance (ou I.P.A.) et un certain nombre d'informations de nature éthologique (BLONDEL, FERRY, FROCHOT,

1970). Cependant, cette méthode survalorise les personnes mobiles par rapport aux personnes immobiles, et la présence visible de l'observateur est un facteur réel de modification des comportements.

D'une manière générale, on a procédé à un maximum d'observations afin de varier les conditions climatiques, sociologiques, etc. Des limites sont apparues immédiatement quant aux nombres de relevés possibles, compte tenu du temps imparti et des effectifs disponibles (quatre enquêteurs travaillant par paire). Les conditions d'ensoleillement furent assez exceptionnelles et constantes durant la première quinzaine de juillet 1976

En définitive, les résultats obtenus et en particulier les valeurs absolues de fréquentation, densité, I.K.A. ou I.P.A., seront des *valeurs par défaut*. Ces méthodes, de par leur nature même, n'apportent pas de données absolues et instantanées sur la fréquentation d'ensemble du littoral. C'est pourquoi elles ont été complétées par deux campagnes de comptage par photographies aériennes, uniquement sur l'estran, les samedis 17 et 24 juillet, en après-midi.

LE SITE LITTORAL

(M. ROGER, L. LENAIN et C. POINSOT, 1977)

L'étude étho-écologique a porté sur le secteur Est du littoral. On doit distinguer dans ce « contenant » deux zones opposées :

LE FRONT DE MER.

Il s'agit d'une plage linéaire, continue, longue d'une dizaine de kilomètres et constituée de sable fin.

Cette façade maritime est orientée NEE-SWW. Elle est pratiquement rectiligne. Le climat général se caractérise par une température moyenne annuelle fraîche (10 °C) et de faibles écarts thermiques saisonniers. L'Indice Climatique Estival de Burnet sur

plus de 25 ans est assez favorable ($i = 7,76$) ce qui contredit une certaine réputation de cette région.

L'ensoleillement y est de près de 2 000 heures par an. Le facteur climatique dominant est en fait le vent, avec un axe privilégié NE/SW, particulièrement pendant la saison estivale. Élément quasi-permanent de l'environnement, le vent se trouve accentué sur la plage par le manque d'obstacles naturels.

L'importance des marées (5 à 6 mètres) sur la plage en pente douce dégage en basse eau une bande sableuse de 300 mètres environ. A marée haute, la plage présente un aspect plus hétérogène par la variation du domaine sableux sec, compris entre les laisses de haute mer et les premiers « reliefs » des dunes ou des digues. On observe en effet actuellement un démaigrissement du littoral qui s'atténue progressivement vers l'Est. Un autre aspect d'hétérogénéité de la plage vient de son environnement immédiat. La bordure Sud est constituée soit d'une digue, de pendage varié localement, pourvue ou non d'habitations, (elles-mêmes en urbanisation linéaire dense ou diffuse) et d'équipements de loisirs; soit de dunes, plus ou moins marquées par l'occupation humaine.

LES DUNES DE LA MER DU NORD.

Les systèmes dunaires sont le résultat d'un processus écologique complexe. Cette zone frontrière entre la mer et la terre, marquée par des phénomènes d'alternance, est un milieu biologique riche. C'est un ensemble de microsites particulièrement variés et attrayants.

La dune constitue un lieu de promenade, de repos et d'isolement particulièrement attractif, pouvant répondre aux besoins physiques et psychologiques des promeneurs.

Ici, va-t-on encore trouver une hétérogénéité du site :

- 1) dans la typologie de la dune (dune blanche, dune fixée, panne humide);
- 2) dans l'usage de proximité (ancienne batterie

militaire en blockhaus, sanatorium, fermes, urbanisation).

On aboutit ainsi à un découpage en trois massifs littoraux récents, et aux caractéristiques biologiques et touristiques très différenciées.

Dans le cadre des méthodes dites I.K.A. et I.P.A., il a été nécessaire de définir des secteurs homogènes. Le découpage en zones est le suivant :

SUR LE FRONT DE MER.

Cinq « transects », qui reflètent les cinq types possibles de littoral par rapport à l'environnement :
Transect 1 : Digue et Plage de Malo-les-Bains (1 000 mètres environ) : Espace bâti et plage non équipée.

Transect 2 : Digue et dunes de Malo-les-Bains (la Licorne) : Espace non bâti (800 mètres environ), à l'arrière-plan, plaine de sports et terrain de camping.

Transect 3 : Digue de Malo-Terminus (1 450 mètres environ) : Habitat dispersé, sans équipement.

Transect 4 : Sanatorium de Zuydcoote et Zuydcoote-Plage : Pas d'habitat et équipement localisé (1 200 mètres environ).

Transect 5 : Plages avant Bray-Dunes et dunes Marchand : Sans habitat, sans équipement (1 400 mètres).

SUR LES MASSIFS DUNAIRES.

Quatre points d'observations ont été retenus. Ils couvrent les différents types de dunes et de végétation existantes.

Point I : Panne humide à *Hippophae rhamnoides*, Dunes mobiles à *Ammophila arenaria* du cordon littoral.

Point II : Dune blanche à *A. arenaria* arrière littorale et bosquets de *Betulus sp.* et *Populus sp.*

Point III : Panne humide de la « Réserve Naturelle de la Dune Marchand » (F. NAVE, 1978).

Point IV : Dune blanche à *A. arenaria* et *Populus* sp. clairsemés.

Il faut préciser que les observations du point III ont été essentiellement faites sur le cordon dunaire; la panne, peu fréquentée, ne laissant apparaître que les populations mobiles.

RÉSULTATS

SUR LE PEUPLEMENT.

Le site Est de Dunkerque, proche de la métropole du Nord et facile d'accès par l'autoroute A 25, accueille une fréquentation touristique locale et régionale, majoritairement jeune et où les cadres sont sur-représentés.

La fréquentation d'origine locale, qui représente le tiers des estivants, vient pour l'essentiel des communes proches du site. Les jeunes de moins de 25 ans et les femmes de 35-45 an sont les groupes d'âge dominants, ce qui explique que les inactifs soient très nombreux. Parmi les estivants actifs, les ouvriers (en congés) sont les plus nombreux. Pour la majorité de ces résidents, la fréquentation du site est quotidienne.

La fréquentation d'origine régionale provient pour les 3/4 du Nord/Pas-de-Calais. Il s'agit d'habités : 70 % sont des récidivistes, c'est-à-dire qu'ils sont déjà venus sur le littoral. Les groupes d'âge dominants sont les classes d'âge de 25 à 45 ans, avec une prédominance masculine chez les moins de 25 ans. Ce sont majoritairement des personnes actives, avec une surreprésentation des cadres. Ce phénomène a d'ailleurs été régulièrement observé, que ce soit dans les espaces verts parisiens (BALLION, KITCHELL, ROBERT, 1975) ou dans le Parc de Saint-Amand (A.R.E.E.A.R., 1976).

SUR LES TRANSECTS.

D'une manière générale, le taux de fréquentation de chaque transect a un rapport direct avec l'existence de voies d'accès permettant de s'y rendre et avec la distance séparant ce transect d'une zone urbanisée, celle-ci étant notamment la « source » de populations susceptibles de fréquenter quotidiennement ou de façon hebdomadaire la plage la plus proche.

Transect n°	I	II	III	IV	V
Nombre de passages	4	3	5	4	4
Nombre de sujets	1255	176	1521	477	811
Longueur Transect (m)	1000	750	1250	1000	1500
I.K.A. Moyen	314	80	240	120	140
I.K.A. aérien 24 7 76	430	80	200	70	80

La comparaison avec l'Indice Kilométrique d'Abondance (ou I.K.A.) obtenu par le comptage aérien (Fig. 2) confirme les tendances enregistrées de façon globale comme de façon instantanée.

Il a été possible d'analyser la structure des groupes sur chaque transect, pour l'ensemble des jours d'observation (Fig. 3). On constate que les familles de moins de 3 enfants représentent en moyenne 80 % de la fréquentation familiale, avec des variations propres à chaque transect. De nombreux facteurs sont susceptibles de les expliquer (proximité de parking facilitant le transport d'équipement de plage important, infrastructures conférant un sentiment de sécurité, espace disponible pour les grandes familles, existence de micro-sites de contraste à proximité, etc.).

Sur les transects, 40 % des activités pratiquées sont « mobiles » (la promenade étant la principale activité de cette catégorie) et 60 % sont des activités non mobiles, comprenant essentiellement le repos, le bronzage, tandis que les autres occupations sont peu pratiquées (« activité féminines », discussion, lecture, etc.). On remarque la très faible proportion de la pratique de sports dans les activités à mobilité. Les jeux sont le fait des familles et des groupes qui pratiquent les jeux individuels ou collectifs selon leur taille.

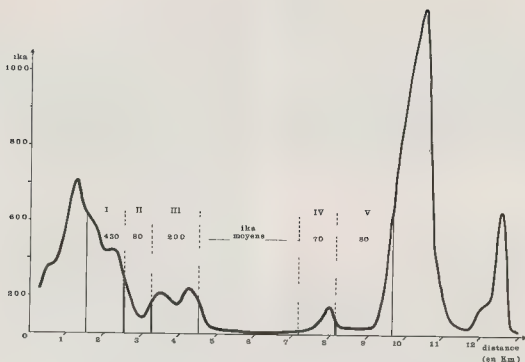


FIG. 2. — Variations de l'Indice Kilométrique d'Abondance (I.K.A.) sur le littoral, d'après photographies aériennes du 24.07.1976

— Abundance Kilometrical Index (A.K.I.) variations on the shore (air-photographies, 1976, the 24th. of July).

Malgré la faible représentation de certaines activités marginales, elles n'en demeurent pas moins remarquables à la fois dans la variété des usages du site dont elles témoignent, et dans l'importance psychologique qu'elles revêtent pour les usagers comme pour l'image symbolique que ceux-ci ont de leur venue à la plage.

SUR LES STATIONS D'OBSERVATIONS (Fig. 4 et 5).

A l'inverse des plages, la fréquentation des dunes est très faible.

Point n°	I	II	III	IV	Total
Nombre d'observations	13	12	13	14	52
Moyenne des contacts	0,85	7,17	9,15	15,57	10,10
Moyenne des sujets	20	15	27	42	27
I.P.A. par heure	40	30	54	84	54

L'I.P.A. horaire confirme la tendance observée d'une augmentation de la fréquentation d'Ouest en Est, à mesure que l'on s'éloigne de l'agglomération dunkerquoise.

De même, la répartition des activités est inversée par rapport aux plages :

	I	II.	III	IV
Activités mobiles (%)	86	64	80	78
Activités immobiles (%)	14	36	20	22

La promenade est la principale activité observée dans les dunes. Il faut aussi rappeler qu'elle était la plus repérable pour les observateurs, étant donné le relief du site. En rapportant tous les relevés à la demi-heure d'observation, il apparaît que les individus pratiquent davantage la promenade que les autres sujets, quel que soit le point considéré. La deuxième activité importante est le « repos-bron-

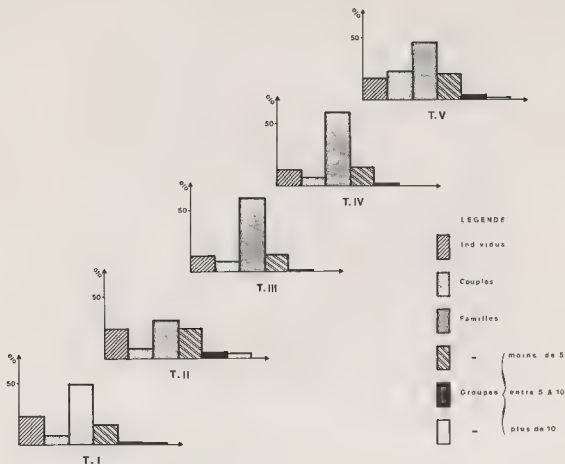


Fig. 3. — Histogramme de la composition du peuplement sur les transects, toutes observations confondues

— Peopling composition histogram on the seashore for all samples

zage ». Celle-ci est pratiquée davantage par les familles. Corrélativement à la remarque précédente, cette pratique est sous-estimée, notamment pour les couples et les gymnophiles. Les autres activités restent assez marginales, mais néanmoins significatives : observation à la jumelle, promenade (à cheval, moto, vélo ou tracteur !), exploration, relation amoureuse, naturisme, photographie, camping et pique-nique, etc.

ANALYSE

Le dénombrement a permis de constater que la fréquentation variait en nature et en importance

Mais le problème est de savoir si cette fréquentation, ainsi caractérisée, est significative et, dans l'affirmative, si elle est due à une influence réciproque des populations, si elle procède d'un déterminisme du site, bénéfique à tel ou tel comportement ou encore à une synergie de plusieurs facteurs.

« Une des manières d'étudier la répartition des animaux dans l'espace et leur distance interindividuelle consiste à partir de considérations purement géométriques (...); on peut prédire la distribution des occurrences par unité de surface (ou de longueur). Sur la base de ces prédictions, on peut voir si la population réelle s'éloigne d'une répartition au hasard, parce que trop groupée ou trop dispersée. Cette information peut mettre en lumière l'attractivité ou

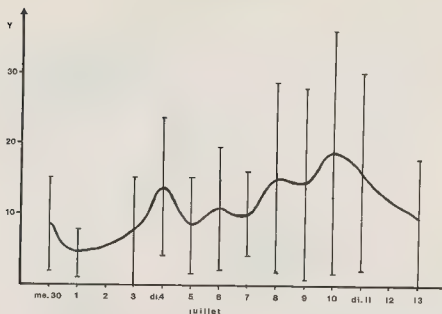


FIG. 4. — Variations de la fréquentation dans les dunes. Courbe médiane et écarts absolus (y en sujets par demi-heure).

— *Frequenting variation for the dunes areas. Median curve and absolute fluctuations (y : subjects by half an hour).*

la répulsion exercée par les individus ». (CULLEN, 1974).

SUR LES TRANSECTS.

Le premier élément déterminant peut être l'attractivité du site vis-à-vis des différents types de populations. Pour cela, il a été testé sur la structure de groupe et selon la méthode du χ^2 l'hypothèse de l'implantation au hasard des populations, c'est-à-dire selon une répartition homogène traduisant une attractivité nulle. Trois types de dépousses sont apparus :

1. Dans l'ensemble, les transects montrent une homogénéité statistique pour les différentes populations, à l'exception de...
2. L'attractivité du Transect V sur les couples, et de...
3. La répulsion du Transect II sur les familles.

Dans un premier temps, on calcule le rapport de la variance à la moyenne sur l'ensemble du peuplement de chaque site. On obtient des valeurs de s^2/m très élevées : 12.28, 28.06, 22.23, etc.

Il apparaît ainsi que la répartition est loin de se faire au hasard, mais bien de façon contagieuse, ce qui se traduit par une *tendance générale à l'aggrégation*. Est-elle applicable à toutes les populations, ou bien n'existe-t-elle que pour certaines d'entre elles ? Si on l'applique aux différents types de groupe, on constate que les valeurs de s^2/m varient de 0,4 à 15,51. À l'exception des valeurs de $s^2/m < 1$ pour les couples et les groupes de plus de cinq sujets, uniquement sur le transect 1, toutes les populations montrent une tendance à former des agrégats, des grappes, au sein des transects. Ceci confirme le fait de la localisation homogène des populations. Reste toutefois posé le problème de la nature et de l'importance des agrégats. Même si ce phénomène bien réel a pu être constaté et confirmé, la méthode appliquée ne permet pas de l'analyser plus finement.

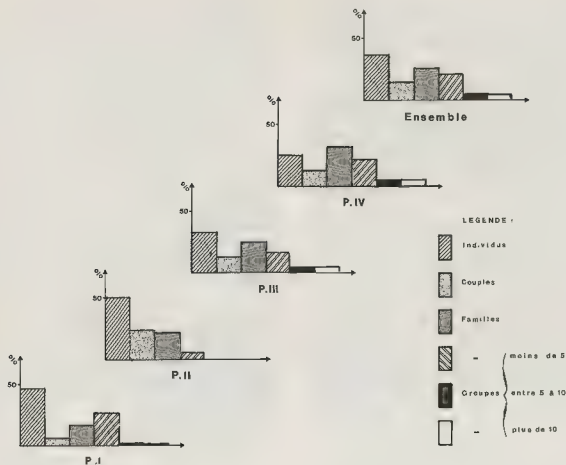


FIG. 5. — Histogramme de la composition du peuplement sur les points d'observation, toutes observations confondues

— Peopling composition histogram on the observation-points, for all samples.

Quelles sont les causes de ces phénomènes d'aggrégation ?

Trois hypothèses sont possibles :

1. Tendance spontanée au grégarisme,
2. Déterminisme du site,
3. Existence de sites recherchés.

Les deux premières hypothèses — non contradictoires — pourraient être infirmées en analysant la stabilité ou l'inconstance de la localisation des agrégats. La troisième sous-entend que l'attractivité d'un site conduise à un accroissement ponctuel de la densité. Ceci peut produire au-delà d'un seuil critique

(densité absolue à déterminer) la formation des agrégats. Dans cette hypothèse, les « grappes » seraient liées aux secteurs les plus peuplés, ce qui n'est pas le cas. On verra par la suite qu'il ne peut s'agir d'un comportement d'évitement entre sujets de façon à supporter, par des regroupement monospécifiques, entre semblables, la restriction de l'espace péri-corporel. Il serait intéressant d'étudier les actogrammes des populations sur un secteur restreint sur un temps plus long, pour analyser les interactions individuelles, le positionnement fin, etc. et déterminer de la sorte si le comportement d'ensemble des plagistes répond à un modèle fixe, du genre concept de percolation



(GILLES DE GENNES, 1976) et, dans l'affirmative, ses caractéristiques, ainsi que la valeur seuil ou densité critique entraînant un « flocc » en agrégats sur les zones littorales.

Par ailleurs, il a été mis en évidence l'influence du site sur la structure de groupe du peuplement. Comment s'effectue le positionnement sur un site donné, c'est-à-dire l'attitude d'un observat par rapport aux autres, pour un site donné. Par exemple, les familles fuient-elles les couples, etc. ? On a cherché sur les différents sous-secteurs des transects Qui était le voisin de qui.

On a fait l'hypothèse que deux observats, recensés l'un à la suite de l'autre, étaient voisins sur le terrain, sans référence à la distance qui les séparait. On a alors noté les différentes associations de voisinage formées. Pour chaque observat, on considère le voisin immédiat, ou proximal, et le suivant ou distal; le proximal se voit affecté d'un coefficient double du distal. On obtient pour chaque sous-secteur et sur l'ensemble des différents transects les fréquences d'association de voisinage, que l'on compare à l'occurrence théorique tenant compte de l'importance relative de chaque type de groupe sur le secteur.

Soit : $p(i)$, la part d'individus dans l'ensemble des observations, et $p. (c)$, la part des couples dans cet ensemble, etc. On calcule alors $f(I.C.)$, la fréquence théorique de voisinage des Individus et Couples, $f(I.I.)$, la fréquence de deux Individus, etc. Si le nombre des observations est important, on a alors $f(I.I.) = p(i). p(i) = p(i)^2$, et $f(I.C.) = 2[p(i). p(c)]$ du fait que $f(I.C.) = f(C.I.)$.

On dresse alors le tableau d'associations de voisinage :

Transect I (126 observations)	II	IC	IF	IG	CC	CF	CG	FF	FG	GG	Total
Distribution observée	11	6	18	9	1	14	3	20	14	4	100
Distribution théorique	7	6	23	9	1	11	4	19	16	3	100
Transect II (240 observations)											
Distribution observée	1	1	12	5	1	11	4	44	19	2	100
Distribution théorique	1	2	13	3	1	12	3	42	20	2	100

Il apparaît donc que, si les différentes parties du site n'ont que peu de spécificité attractive, il existe néanmoins des différences dans la nature de la fréquentation et son importance. Il n'est cependant pas possible d'éliminer des variables aussi importantes que le jour de la semaine.

La localisation des populations, c'est-à-dire l'endroit où un observat est installé ou relevé par rapport au site géographique, n'est pas régulière (Fig. 6). Les populations semblent choisir, sur le site, un ou plusieurs lieux. Pour estimer la validité de cette constatation, on compare, toujours par le χ^2 , si la répartition observée correspond ou non à une répartition au hasard, traduisant un degré d'attractivité égal. De la même façon, on a testé, en valeur relative ou absolue, l'attractivité pour chaque type de groupe.

Par rapport aux différents lieux, l'hypothèse de base est rejetée. Il y a donc, de façon certaine, une attractivité différente des sous-secteurs vis-à-vis du peuplement, qui se traduit par un choix de ceux-ci. Les résultats pour les différentes populations font apparaître, de façon significative, les faits suivants :

- Individus, familles et groupes ont une répartition préférentielle.
- Les couples manifestent une attractivité égale aux différents sites.
- La localisation des différents types de population suit strictement la localisation d'ensemble, c'est-à-dire que l'ensemble des populations, autrement dit le peuplement dans sa totalité, choisit préférentiellement tel secteur de tel site, mais que les populations prises individuellement ont une localisation homogène.

On est alors amené à se demander si des phénomènes de relations inter ou intraspécifiques (au

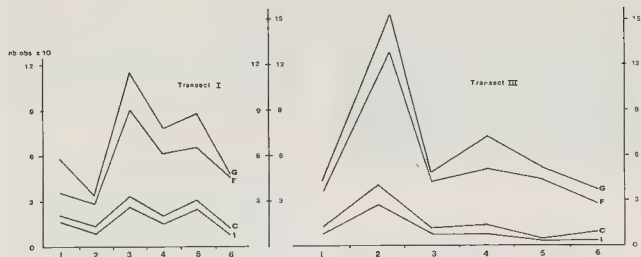


FIG. 6. — Exemples de variations du nombre des observés par type de population sur les différents sous-secteurs de deux transects.

— Some examples of samples number variation for any type of peopling on the different zones of the sites

sens où chaque population peut constituer une *éthospèce*) n'interviennent pas dans l'attitude adoptée sur les transects. Pour cela, on détermine la répartition spatiale des sujets appartenant à une population donnée par la mesure classique de la variance s^2 . On sait que la répartition est dite contagieuse si $s^2 > m$ (moyenne).

La distribution théorique et la distribution observée sont très semblables sur l'ensemble des transects. D'autre part, on est arrivé aux mêmes conclusions pour chacun des sous-secteurs et sur les différents jours. Ainsi, le positionnement d'un type de groupe donné ne s'effectue pas en fonction de la composition des autres groupes installés à proximité. En ce qui concerne le voisinage immédiat, il n'apparaît donc pas d'affinité ni de répulsion entre populations, ni même au sein d'une population. Mais ce résultat négatif, obtenu statistiquement, ne signifie pas que les sujets, pris individuellement, ne choisissent pas leurs voisins, par exemple sur des critères physiologiques. On aborde ici le domaine de la culture, c'est-à-dire l'ensemble des actes comportementaux qui caractérisent un groupe, une ethnie, mais aussi l'ensemble des mœurs résultant de la structuration de ce groupe. Il est indispensable de rappeler le fait

d'une grande part de la socialisation vient d'une communication non verbale (P. CASSE, C. POINSOT, 1978). Toutefois, cette analyse infirme l'hypothèse selon laquelle les agrégats se formeraient de façon monospécifique. Il semble par contre confirmer le poids que la fréquentation peut avoir, ou l'attrait que le site peut développer.

Par une autre analyse, on a cherché à déterminer les tendances à l'associativité traduisant les affinités et les répulsions entre populations, en partant de l'hypothèse que si la rencontre de X avec Y est due au hasard, on doit trouver un taux de rencontre (X, Y) croissant avec l'abondance du peuplement. On a alors :

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(x_i/y_i - x_0/y_0)^2}{x_0/y_0}$$

L'affinité apparaît alors d'autant plus forte que le coefficient est faible (distance mathématique). Les tests donnent les valeurs suivantes pour l'ensemble du littoral :

$$\begin{aligned} & \text{F. I. 2,85 — F. C. 2,31 — F. G. 1,71} \\ & \text{I. C. 2,76 — I. G. 0,19 — C. G. 0,71} \end{aligned}$$

Tous les tests montrent que, χ^2 étant toujours inférieur au seuil, les associations X, Y sont dues

au hasard. A peine peut-on faire apparaître un ordre préférentiel. Il en est de même pour les autres transects, aux exceptions tenant à la nature du site-près. Corrélativement, ceci implique des fluctuations statistiquement identiques des populations par transect. Les différentes valeurs de $\chi^2_{x,y}$ confirment l'homogénéité des transects vis-à-vis des Individus et des Groupes ($\chi^2_{i,g} = 0,19$) et l'hétérogénéité par les Transects II et V des Familles et des Couples ($\chi^2_{t,c} = 2,31$).

SUR LES DUNES.

De même que pour les transects, il est possible de rechercher sur les zones dunaires un certain nombre de corrélations écoéthologiques. Cependant, l'existence de repère d'espace limite l'approche analytique et modifie les méthodologies employées.

Le χ^2 de l'I.P.A. étant de 30,96, la répartition des observats n'est pas aléatoires, ni homogène. Par contre, l'attractivité des points, notée comme croissante vers l'Est, est infirmée. La répartition des populations est à considérer comme uniforme. En définitive, l'attractivité des dunes semble comparable sur tous les points, à l'exception du II qui s'avère bien particulier avec sa composition en Individus, Couples et Groupes. Cette conclusion peut-elle être corroborée par une autre méthode ?

Pour ce faire, on a appliqué un calcul d'Indice de Ressemblance (DIRAY, LEBART, 1977).

$$d_{a,b} = \sum_{i=1}^n \frac{(a_i - b_i)^2}{P_i}$$

Après redressement des paramètres par rapport au nombre des observations, on obtient les valeurs de $d_{a,b}$:

I			
4,79	II		
2,35	4,97	III	
9,99	19,54	6,86	IV

On constate ainsi qu'il existe réellement une disparité d'attractivité entre les points, selon la structure de groupe.

On a pu appliquer le calcul des affinités pour la zone dunaire, et nous obtenons les coefficients suivants :

$$\begin{aligned} & \text{I. C. } 22,03 \text{ — I. F. } 2,46 \text{ — I. G. } 26,73 \\ & \text{C. F. } 0,94 \text{ — C. G. } 18,68 \text{ — F. G. } 5,60 \end{aligned}$$

Contrairement aux zones littorales (estran), où les valeurs de χ^2 ne laissent pas apparaître de nettes tendances, on doit constater qu'ici il existe de réelles incompatibilités ou attractivités entre les groupes. Ainsi, les Familles, qui ne sont pas le groupe dominant, attirent les autres populations, et en particulier les Couples. Est-ce parce qu'elles constituent une référence sociale dans un espace réellement naturel et en quelque sorte un élément sécurisant ? Par contre, et ceci traduit les impressions de l'observation, les Individus ont une tendance très nette à s'isoler. Sur l'ensemble du site, les Couples cherchent à éviter Groupes et Individus, mais acceptent, voire recherchent, la proximité des Familles.

Qu'en est-il au niveau de chaque point ? On peut rechercher la valeur de X/Y par point. On obtient les résultats suivants :

$$\begin{aligned} & \text{Point I : I. C. } 6,71 \text{ — I. F. } 2,94 \text{ — I. G. } 1,74 \\ & \text{— C. F. } 0,26 \text{ — C. G. } 0,26 \text{ — F. G. } 0,59 \text{ etc.} \end{aligned}$$

On organise le croisement des résultats en matrice selon la valeur croissante de X/Y (Fig. 7).

On voit apparaître plusieurs phénomènes :

1. Les comportements s'expriment par rapport aux Individus, ce qui se traduit très fortement sur

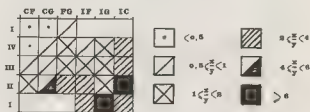


Fig. 7. — Matrice de répartition des valeurs de X/Y selon les différents points dunaires
Repartition matrix of the X/Y values for every observation-post.

le point I où les paires, par rapport à I, ont les valeurs les plus fortes.

2. L'ordre des parités est respecté pour les points III et IV, mais bouleversé pour les I et II.

Dans l'ensemble, les conclusions précédentes sont confirmées.

SUR LES ACTIVITÉS.

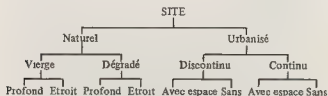
Les différents tests pratiqués, comme précédemment, sur les activités permettent de dire avec une bonne probabilité que :

- *sur le front de mer*, la répartition des activités est irrégulière, avec un χ^2 de 24,98. Toutefois, cette irrégularité provient exclusivement du Transect II. Sans lui, le χ^2 tombe à 2,48 pour les activités mobiles, et à 1,65 pour les activités immobiles, qui traduisent ainsi leur grande uniformité sur tout le site. D'autre part, la disparité entre les transects pour les activités de promenade, de jeux et de repos-bronzage, est hautement significative, si l'on tient compte du Transect II.

- *dans les dunes*, la répartition entre activités mobiles et immobiles est uniforme, à condition d'exclure le point II, très différent et caractérisé par la plus grande proportion d'activités dites immobiles, en particulier marginales.

DISCUSSION

Les différents éléments qui composent le site permettent d'en établir la dichotomie suivante :



Par profond, il faut comprendre que le site s'étend depuis la mer sur une profondeur de 800 m envi-

ron. Par espace, il faut comprendre le domaine libre, accessible au public, et comprenant le domaine sableux sec, la digue et son perré.

L'application de cette clé dichotomique au littoral de Dunkerque fait apparaître dix types de biotopes.

De la même manière, l'analyse éthologique permet de caractériser différents niveaux de la clé retenu par un peuplement et/ou un comportement spécifique :

ENSEMBLE DU SITE.

Outre les résultats exposés précédemment, on remarque que :

- a) la densité de fréquentation est décroissante d'Ouest en Est à l'exception de la station balnéaire de Bray-Dunes où elle est maximum;

- b) la fréquentation des sites par la clientèle locale diminue d'Ouest en Est au profit de la clientèle régionale.

SITE URBANISÉ.

Les stations balnéaires classiques attirent la presque totalité des estivants, constitués principalement en groupes familiaux.

La population observée y est très jeune, avec près de 60 % de moins de 18 ans.

En site urbanisé discontinu, on y observe principalement une fréquentation de familles nombreuses pour la plupart, dont les activités principales sont le repos pour les adultes et les jeux collectifs pour les enfants. On y décèle une forte tendance à l'aggrégation.

En site urbanisé continu, on constate que si la fréquentation par des familles, de petite taille cette fois, est toujours prédominante, ce type de site attire assez fortement les individus. La tendance à l'aggrégation y est réelle mais faible.

De façon générale, l'« inactivité » (repos et bronzage) domine les autres pratiques, notamment en

raison du public sur le site, soit en voisinage, soit en promenade sur la digue. On peut rapprocher ces positionnements des relations de co-présence passive. Selon DESPORTES, DUFLOS et ZALESKA (1972), la situation de co-présence passive dépasse chez l'homme l'effet de la simple présence de congénères, à savoir l'élévation du niveau de tension physiologique générale. Le mécanisme mis en jeu par la présence de spectateurs est surtout le sentiment d'être jugé, d'être impliqué. Dans de nombreux cas, l'inactivité peut être comprise comme une forme admise d'exhibition publique. Ainsi la digue entraîne simultanément un *effet de lisière*, qui détermine pour partie la localisation des populations, et un *effet de co-présence*, avec l'installation et/ou le passage des autres, pouvant être gratifiant. « Chez l'homme le souci du jugement d'autrui et la recherche de réponses acceptables dominent ses conduites en face des autres » (MAISONNEUVE, 1972).

SITE NATUREL.

Par contraste, le Site Naturel apparaît très divers. Il est aussi relativement désert, à l'exception des zones situées en limite immédiate des stations balnéaires, où l'on constate un débordement soit par saturation des plages, soit à cause de la juxtaposition de deux types de site (existence d'un écotone). Le rapport de fréquentation observée y est de 1 pour 50 par rapport au site urbanisé. La population est composée pour l'essentiel d'individus isolés. La tendance générale est à la dispersion. On y pratique surtout des activités à haute mobilité.

Site Naturel Dégadé Etroit : C'est un lieu très peu fréquenté. On y trouve des groupes et des individus. Il n'attire pas les familles. Les activités y sont presque exclusivement mobiles (marche, sport, etc.).

Site Naturel Dégadé Profond : Contrairement aux types de sites urbains, on y observe deux structures éthologiques, que l'indice de ressemblance élevé (9,99) met en évidence :

a) une structure comprenant, à l'exception des couples, une répartition égale des populations (par

tiers). De plus, la fréquentation y est relativement forte pour un site naturel;

b) une structure à dominante d'individus jeunes. La fréquentation du site est alors faible.

Cependant, dans les deux cas, les activités pratiquées sont identiques et la promenade est largement dominante.

Site Naturel Vierge Profond : On y retrouve ces deux types de structure :

– l'une à répartition égale des populations, couples exceptés, et fréquentation moyenne;

– l'autre à dominance des individus et, cette fois, forte proportion des couples. La fréquentation reste faible.

Cette structure se caractérise également au niveau du comportement, spécifique au dernier cas, par un fort accroissement des activités non mobiles et marginales.

On constate donc qu'à des sites de nature identique ne correspondent pas des peuplements similaires. Par contre, il existe une ressemblance certaine entre les premières structures de chaque site (répartition par tiers) qui correspondent en fait à deux zones naturelles différentes. La similitude de fréquentation dépend donc de facteurs extrinsèques aux zones géographiquement définies. De fait, c'est la proximité d'un site urbanisé, encaissé dans deux sites naturels, qui s'avère être à la fois cause et conséquence de ce phénomène. L'hétérogénéité des milieux semble être un facteur particulièrement attractif pour la station balnéaire de Bray-Dunes. L'existence des deux autres structures, dissemblables, permet de conclure à l'opposé à une hétérogénéité éthologique en liaison avec une hétérogénéité écologique.

Ces résultats sont en accord avec d'autres analyses typologiques effectuées sur des milieux très différents : « Etant donné la complexité des relations de causalité dans les phénomènes biologiques, il est logique de penser que l'absence de relations directes, simples et isolées, entre composantes et milieu, constitue précisément un aspect fondamental de l'écologie » (VERNEAUX, REZZOUK, 1974).

En définitive, la pratique de loisir des sites natu-

rels, comme des sites urbanisés, est déterminée par référence à la Ville (LUCASSY, 1970). Elle l'est par sa proximité physique, d'une part; mais aussi par ses imprégnations psychologiques, d'autre part. Ainsi des sites écologiquement différents semblent perçus psychologiquement de façon identique par les visiteurs qui y expriment le même comportement. Ils ne manifestent aucune distinction entre les différents milieux naturels, mais s'y projettent par rapport à la dualité Ville-Nature. En particulier, la zone de dunes dite de Leffrinckoucke (point II) est perçue et vécue de façon directement observable comme le seul domaine encore sauvage.

En conséquence, il faut éviter de commettre l'erreur de confondre les activités observées, même apparemment uniformes, et la représentation imaginaire, le vécu subjectif que les personnes en ont (LEROY, 1974).

« Les hommes d'une société ne se représentent pas seulement d'une certaine manière l'espace géographique et l'espace social. Ils construisent des espaces imaginaires qui leur permettent de s'évader des contraintes des deux autres » (P.H. CHOMBART de LAUWE, 1974).

REMERCIEMENTS.

Cette étude a été subventionnée par le Service d'Etudes et d'Aménagement Touristique du Littoral (S.E.A.T.L.). Nous remercions M. LÉOTARD, du S.E.A.T.L., ainsi que LU LENAIN et Catherine STECKOLORUM, de l'A.G.U.R., pour leur précieuse collaboration.

BIBLIOGRAPHIE

- A.R.E.E.A.R., 1976. — Analyse de la fréquentation du Parc Naturel Régional de Saint-Amand-Raismes. Min. de la Qualité de la Vie, 67 p.
- BALLION (R.), KITCHELL (S.), ROBERT (E.), 1975. — La fréquentation des espaces verts parisiens. Lab. d'Econométrie de l'Ecole Polytechnique, 257 p.
- BLONDEL (J.), FERRY (C.), FROCHOT (B.), 1970. — La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par « station d'écoute ». *Alauda*, 38 (1), 55-71.
- CASSE (P.), POINSOT (C.), 1978. — Ecoéthologie de la coopération. *Service Social dans le Monde*, 2, 36-46.
- CHOMBART de LAUWE (P.H.), 1974. — Eth(n)ologie de l'espace humain, in *De l'espace corporel à l'espace écologique*. P.U.F., 333 p., p. 233-241.
- CULLEN (M.), 1974. — Territoire et espace chez l'animal, in *De l'espace corporel à l'espace écologique*. P.U.F., 333 p., p. 195-205.
- DESPORTES (J.P.), DUFLOS (A.), ZALESKA (M.), 1972. — L'étude des effets de la présence physique de congénères chez l'Homme : Modes d'approche et perspectives de recherche, in *Modèles animaux du Comportement Humain*, Coll. Int. C.N.R.S. n° 198, 378 p., p. 287-302.
- DESWARTE (P.), POINSOT (C.), 1975. — Les dunes du littoral de la Flandre Maritime française. *Rev. Nord-Nature*, 3, 18-31.
- EIBL-EIBESFELD (I.), 1972. — Ethologie - Biologie du comportement. Naturalia et Biologia, Paris, 576 p.
- GAUTIER (J.Y.), LEPEBVE (J.C.), RICHARD (G.) et TREHEN (P.), 1978. — Ecoéthologie. Masson, Paris, 166 p.
- GILLES de GENNES (P.), 1976. — La percolation, un concept unificateur. *La Recherche*, 7 (72), 919-928.
- LEROY (C.), 1974. — L'Homme et ses espaces, in *De l'espace corporel à l'espace écologique*. P.U.F., 333 p., p. 269-273.
- LUGASSY (F.), 1970. — Contribution à une psychosociologie de l'espace urbain. La relation Habitat-Forêt : Signification et fonctions des espaces boisés. Recherches Urbaines du Min. de l'Équipement, 124 p.
- MAISONNEUVE (J.), 1972. — Processus affectifs et relations non verbales dans certaines situations d'interaction, in *Modèles animaux du Comportement Humain*, Coll. Int. C.N.R.S., n° 198: 378 p., p. 363-374.
- MONFORT (A.), 1975. — Les techniques de dénombrement adaptées à l'étude quantitative des populations d'Ongulés sauvages. *Terre et vie*, 24 (1), 3-17.
- NAVE (F.), 1978. — La Réserve Naturelle de la Dune Marchand. A.G.U.R., 71 p.
- POINSOT (C.), DESWARTE (P.), 1974. — Les dunes de Flandre Maritime. *Courrier de la Nature*, 34, 257-269.
- ROGER (M.), LENAIN (L.) et POINSOT (C.), 1977. — Ethoécologie humaine du littoral dunkerquois. A.G.U.R. - S.E.A.T.L., 107 p.
- VERNEAUX (J.), REZZOUK (M.), 1974. — Essai typologique et problèmes des relations entre espèces et milieu. *Annls. Limnol.*, 10 (2), 131-162.

ÉTUDE "IN SITU" DE LA RESPIRATION D'UNE COMMUNAUTÉ BENTHIQUE INFRALITTORALE AU VOISINAGE DU LABORATOIRE SOUS-MARIN HYDROLAB (ST CROIX, ILES VIERGES)

par Daniel BAY

Université de Liège, Station Stareso,
B.P. 33, 20260 Calvi (Corse).

RÉSUMÉ

La respiration d'une communauté benthique infralittorale a été mesurée « in situ » durant une expérience de plongée à saturation à -15 mètres dans le laboratoire sous-marin Hydrolab à St. Croix, aux Iles Vierges (U.S.), du 10 au 16 octobre 1978.

Il existe un cycle quotidien de la teneur en oxygène dissous dans la colonne d'eau au-dessus du sédiment, le maximum atteint est de 113 % de saturation, le minimum de l'ordre de 86 %.

La consommation d'oxygène par le sédiment est de $21,4 \pm 6,4$ ml O_2 /m² · h. La présence sur celui-ci de la Phanérogamme *Halophila stipulacea* ne modifie pas le bilan respiratoire. Il en est de même pour les phénomènes chimiques d'oxydoréduction dont l'importance est négligeable.

La mission Nuls I a permis d'effectuer 43 h 30 de plongée en 5 jours. L'intérêt de Hydrolab en tant que moyen d'accès à l'étude « in situ » des communautés infralittorales est incontestable.

1. — INTRODUCTION

La mesure du taux de consommation d'oxygène par une communauté benthique constitue un indicateur simple permettant d'évaluer rapidement l'im-

portance écologique d'une population. De nombreux auteurs se sont appliqués à effectuer ces mesures en laboratoire : HARGRAVE B. (1969) ou mieux encore *in situ* sur diverses biocoénoses : PAMATMAT M. et FENTON D. (1968), SMITH K. (1973), DI SALVO H. et ROSS H. (1975), BAY D. (1978).

Nous avons effectué une série de mesures de respiration sur la communauté benthique vivant au voisinage de l'habitat sous-marin Hydrolab aux Iles Vierges à St. Croix. Ce séjour sous la mer, en plus de nous apporter des données originales sur le métabolisme des communautés des Caraïbes, nous a permis de tester les possibilités de travail offertes par la plongée à saturation.

2. — SITUATION GÉOGRAPHIQUE GÉNÉRALE ET PARTICULIÈRE DU LIEU DE TRAVAIL

2.1. SITUATION GÉOGRAPHIQUE GÉNÉRALE.

L'habitat sous-marin de la N.O.A.A. est actuellement utilisé par l'Université de Fairleigh Dickinson en son laboratoire de West Indies aux Iles Vierges,

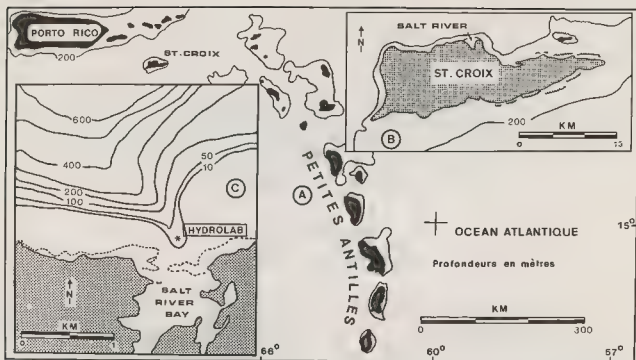


FIG. 1. — A et B: Position géographique des Iles Vierges et de St-Croix;
C: Site du laboratoire sous-marin Hydrolab.

à St. Croix. Hydrolab est installé par 15 mètres de fond dans l'estuaire de la rivière salée qui débouche au nord de l'île. La vallée de cette rivière se prolonge sous la mer par un important canyon sous-marin qui atteint rapidement la profondeur de — 3 500 m. Les cartes A et B de la figure 1 donnent la position géographique des Iles Vierges et de St. Croix, la carte C montre la configuration bathymétrique de la baie de Salt River et l'emplacement de l'habitat. Celui-ci se situe à la tête du canyon sur un fond en pente douce bordé par deux murs de récifs coralliens.

2.2. LE SITE DU LABORATOIRE SOUS-MARIN HYDROLAB.

La granulométrie du sédiment est intermédiaire entre celle d'un sable et celle d'un silt ($M_z \approx 25$ mm). La couverture végétale est relativement

pauvre. Il s'agit essentiellement de taches éparées d'une petite Phanérogamme *Halophila stipulacea* et de plusieurs espèces d'algues *Caulerpa*. La biocoenose benthique des fonds près de l'habitat est mal connue et peu décrite. On remarquera toutefois la présence des nombreux *Strombus gigas* (Conches) se déplaçant parmi les prairies d'algues dont ils se nourrissent. L'endofaune du sédiment est probablement très pauvre, car l'emploi d'une drague à main, utilisée en plongée, ne nous a fourni que quelques spécimens de Gastéropodes *Cypræidae* et une Polychète errante *Hermodice carunculata*. Par contre, le poisson plat *Bothus lunatus* se rencontre en assez grande densité de même que *Synodus intermedius*.

Les courants de fond, généralement faibles au cours de l'année, sont particulièrement importants durant le mois d'octobre et en hiver. Une mer agitée, associée à de fortes pluies entraînant l'apport d'une quantité considérable de matières en suspension, a rendu la visibilité pratiquement nulle durant tout

notre séjour dans l'habitat. Cette turbidité de l'eau résulte également du « bloom » phytoplanctonique se développant en automne. Cet ensemble de conditions particulièrement défavorables ont rendu le travail en plongée très pénible.

2.3. LA MISSION NULS 1 n° 7.

La mission Nuls 1 n° 7 était patronnée et organisée par le Professeur VAISSIÈRE de l'Université de Nice (Laboratoire de Biologie et d'Ecologie marines). Les trois aquanautes étaient Claude FALCONETTI (Chef de mission), Alexandre MEINESZ et nous-même. Cette expérience de travail en maison sous la mer constituait une première pour ces deux derniers chercheurs.

La saturation a débuté le mardi 10 octobre 1978 à 9 h 45 et le retour a eu lieu le lundi 16 octobre 1978 à 14 h. Compte tenu des 26 heures nécessaires à la décompression, le potentiel de travail effectif sur le fond s'est réduit à 5 jours, soit 120 heures.

Nous avons pour notre part effectué des sorties en plongée pour une durée totale de 43 heures 30 minutes, soit 36 % du temps total imparti à la mission. Cette présence dans l'eau nous paraît représenter une durée limite, car le reste du temps

fut consacré aux repas et au sommeil. Ce dernier, par ailleurs, fut réduit au minimum vu l'obligation d'effectuer des quarts de 2 heures de veille, toutes les quatre heures de sommeil, afin d'assurer les « radio checks » de sécurité.

Le travail de Claude FALCONETTI a consisté en l'étude comparative de l'efficacité de prélèvement de deux filets à plancton de sa conception. Alexandre MEINESZ consacra ses efforts à l'étude de la croissance de populations d'algues *Caulerpales*. Pour notre part, nous avons abordé l'étude préliminaire de la respiration des communautés benthiques infralittorales vivant au voisinage de l'habitat.

3. — MATÉRIEL ET MÉTHODE

3.1. RESPIROMÈTRES UTILISÉS.

Les communautés benthiques sont isolées sous des respiromètres du type mis au point par SMITH K. (1972). L'instrumentation que nous avons utilisée est représentée dans la figure 2 A. Il s'agit de deux cloches jumelles en plexiglas de 30 cm de diamètre et de 14 cm de haut, soit une capacité de 9,25 litres et une surface de sédiment de 0,06 m². L'ensemble est délicatement posé sur le sédiment, les parois des respiromètres pénétrant de plus ou moins 1 cm dans le sol. L'eau contenue sous les respiromètres est brassée continuellement grâce à l'action d'une petite pompe composée d'un moteur et d'un aimant entraînant la rotation d'un barreau magnétique. Le schéma du dispositif est décrit dans la figure 3. Les respiromètres sont entièrement autonomes et la durée de vie des piles alimentant les agitateurs est de l'ordre de 5 jours.

3.2. MESURE DE L'OXYGÈNE DISSOUS, DE LA RESPIRATION ET DE LA PHOTOSYNTÈSE.

Les mesures de teneur en oxygène sous les respiromètres ont été réalisées sur des échantillons d'eau

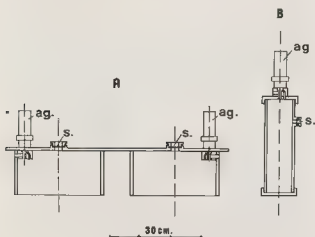


FIG. 2. — Schéma des respiromètres utilisés (ag. : agitateur, s. : soupape).

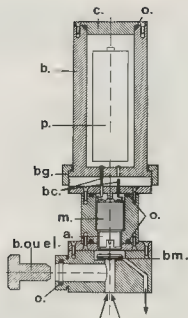


FIG 3. — Schéma du dispositif d'agitation
(c.: couvercle du boîtier étanche; b.: boîtier étanche contenant la pile; p.: pile de 1,2 volt; bg.: bague de serrage; bc.: broche de connexion; m.: moteur; a.: amant; bm.: barreau magnétique, b ou el.: bouchon ou électrode; o.: o-ring; →: trajet du courant d'eau).

prélevés à la seringue en début et fin d'expérience. L'eau des seringues (60 cc) est transférée dans des bouteilles D.B.O. de 50 cc et les réactifs de la technique de WINKLER y sont ajoutés. Cette opération s'effectue par moins 15 mètres dans une « annexe » de Hydrolab appelée « Puts ». Il s'agit d'un toit métallique renfermant une poche d'air continuellement renouvelée.

Cette construction permet à un plongeur d'effectuer des manipulations dans l'air tout en ayant le bas de corps dans l'eau.

Le titrage des échantillons a été effectué en surface au laboratoire de West Indies par Madame BAY-LIEGEOIS F.

La quantité de phytoplancton présente dans la colonne d'eau nous ayant paru considérable, nous avons mesuré l'évolution de la teneur en oxygène de celle-ci en utilisant des respiromètres cylindriques

de 30 cm de long et de 9 cm de diamètre, soit une capacité de 1,9 litre (voir figure 2 B).

Suivant que l'on désire mesurer la photosynthèse apparente ou la respiration, les expériences ont été réalisées sous cloches claires ou sous cloches noires. La durée des expériences est de 2 heures ou de 12 heures, s'il s'agit de la nuit. Nous avons essayé de distinguer la part prise dans la respiration par les animaux et celle attribuable aux phénomènes chimiques d'oxidoréduction en injectant sous la cloche quelque cc de formol concentré et neutralisé au Na_2CO_3 .

4. — RÉSULTATS OBTENUS

4.1. EVOLUTION DE LA TENEUR EN OXYGÈNE DISSOUS À -15 MÈTRES. (CYCLE DE 5 JOURS).

Notre première préoccupation a été de mesurer et de suivre l'évolution naturelle de la teneur en oxygène dissous dans l'eau avoisinant l'habitat sur un fond de -15 mètres. Les échantillons ont été prélevés à quelques centimètres au-dessus de la surface du sédiment. La température de l'eau est restée constante durant les 5 jours d'expérience et voisine de 27 °C. Le calcul du pourcentage de saturation a été effectué pour une salinité égale à 35.00 ‰.

Le tableau 1 regroupe l'ensemble des résultats obtenus et la figure 4 résume l'évolution de la teneur en oxygène dissous dans l'eau à -15 mètres. Un cycle journalier apparaît nettement: les maxima d'oxygénation sont atteints en début d'après-midi vers 16 heures, avec une sursaturation de 110 %. Les minima apparaissent vraisemblablement en fin de nuit. Cependant, nos prélèvements les plus matinaux n'ayant été effectués que vers 6 heures, nous ne pouvons estimer correctement les valeurs atteintes par les minima, ni préciser l'heure à laquelle le déficit de saturation est le plus important. Précisons toutefois que la teneur en oxygène est de 86 % à 6 heures du matin

TABLEAU 1

4.2. MESURE DE LA CONSOMMATION D'OXYGÈNE.

Date	Heure	cc en ml O ₂ /l	% de saturation
10.10.78	15 h 05	3,95	88
"	17 h 10	4,30	96
"	19 h 10	3,85	86
"	21 h 10	4,65	103
11.10.78	08 h 30	4,30	96
"	10 h 30	4,05	90
"	12 h 30	4,30	96
"	14 h 30	4,55	101
"	16 h 30	5,10	113
"	18 h 30	4,40	98
"	21 h 30	4,95	110
12.10.78	07 h 00	3,85	86
"	10 h 15	4,15	92
"	12 h 15	4,05	90
"	15 h 15	5,00	111
"	18 h 00	4,85	108
13.10.78	10 h 00	4,20	93
"	14 h 00	4,50	100
"	16 h 00	4,65	103
"	18 h 00	5,00	111
14.10.78	07 h 30	4,30	96
"	11 h 45	4,20	93
"	13 h 45	4,35	97
"	15 h 45	5,00	111
"	18 h 00	4,65	103
15.10.78	08 h 00	4,20	93
"	10 h 00	4,60	102
"	12 h 00	5,10	113

Les mesures de consommation d'oxygène ont été effectuées sous cloches noires durant le jour ou sous cloches claires durant la nuit. Nous avons voulu connaître en premier lieu l'importance de la consommation due à l'eau enfermée dans les respiromètres. L'activité globale due au phytoplancton, au zooplancton et à la décomposition de la matière organique en suspension n'étant pas décelable dans nos respiromètres, nous considérons que la consommation d'oxygène due à la colonne d'eau est négligeable dans nos expériences de respiration.

Le tableau 2 résume l'ensemble des mesures effectuées sur le sédiment. Le premier groupe de résultats concerne l'activité d'un fond sableux sans couverture algale, le second groupe de 8 mesures concerne l'activité d'une pelouse à *Halophila stipulacea*. Dans ce cas, les Phanérogames présentes sous chaque cloche ont été récoltées en fin d'expérience. Le poids sec de l'ensemble « feuilles, rhizomes, racines » était respectivement de :

0,48 g dans la cloche 1, soit 7,2 g/m²

0,48 g dans la cloche 2, soit 7,2 g/m²

0,69 g dans la cloche 3, soit 10,4 g/m²

0,43 g dans la cloche 4, soit 6,5 g/m²

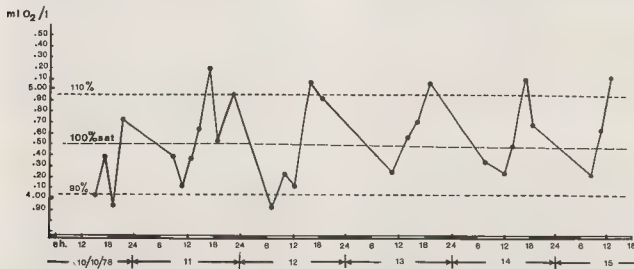


FIG. 4. — Evolution de la teneur en oxygène dissous à — 15 mètres.
Cycle de 5 jours. Hydrolab, St-Croix, Iles Vierges.
10 au 15 octobre 1978

TABLEAU 2

Date	Heures	Consommation en ml O ₂ /l.h dans les respiromètres	Consommation en ml O ₂ /m ² h
Groupe I : sédiment			
10.10.78	17h00-19h00	- 0,26	- 36,1
	"	- 0,22	- 30,5
	"	- 0,19	- 26,4
10.10.78	19h00-21h00	- 0,14	- 19,4
	"	- 0,19	- 26,4
10.10.78	21h00- 8h30	- 0,10	- 13,9
	"	- 0,07	- 9,7
	"	- 0,11	- 15,3
	"	- 0,16	- 22,2
11.10.78	18h30-21h30	- 0,11	- 15,3
	"	- 0,19	- 26,4
	"	- 0,14	- 19,4
11.10.78	21h30- 7h00	- 0,14	- 19,4
	"	- 0,11	- 15,3
	"	- 0,15	- 20,8
	"	- 0,18	- 25,0
14.10.78	11h45-13h45	- 0,19	- 26,4
	"	- 0,14	- 19,4
14.10.78	16h00-18h00	- 0,14	- 19,4
		$\bar{x} = 21,4$	$\sigma = 6,4$
Groupe II : sédiment + pelouse à <i>Halophyla stipulacea</i>			
12.10.78	18h00- 8h00	- 0,19	- 26,4
	"	- 0,13	- 18,0
	"	- 0,18	- 25,0
	"	- 0,18	- 25,0
13.10.78	18h00- 6h30	- 0,09	- 12,5
	"	- 0,15	- 20,8
	"	- 0,07	- 23,6
	"	- 0,10	- 13,9
		$\bar{x} = 20,7$	$\sigma = 5,3$

Les feuilles représentant 50 % du poids sec de cet ensemble, on peut estimer la biomasse foliaire sèche à ± 4 g/m². Cette valeur est probablement surestimée car les prélèvements ont été effectués au centre des pelouses les plus denses. On peut conclure toutefois que la présence d'une pelouse à *Halophyla* ne modifie en rien le bilan global de la respiration. En effet, les résultats obtenus pour ces pelouses ne diffèrent pas statistiquement de ceux

acquis pour un sédiment non colonisé. Soit une respiration de 21,4 ml O₂/m² h ($\sigma = 6,4$) pour le premier cas et 20,7 ml O₂/m² h ($\sigma = 5,3$) dans le second cas. La très faible biomasse foliaire présente par m² explique probablement cet état de fait. Rappelons ici, à titre de comparaison, que l'herbier de Posidonies (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) croissant en Méditerranée présente une biomasse foliaire décalcifiée par m² de 100 fois supérieure à celle de cette autre Phanérogamme (BAY D., 1978).

Limité par le temps, nous n'avons pu réaliser qu'un seul essai de mesure de l'activité chimique du sédiment après injection de quelques cc de formol concentré, destiné à supprimer toute vie animale et végétale sous la cloche. A la suite de cette expérience, il apparaît que la consommation d'oxygène due au processus d'oxydoréduction est négligeable. En effet, la teneur en oxygène dissous présente sous la cloche ne s'est pas modifiée après 12 heures d'incubation. La consommation d'oxygène par le sédiment résulte donc de la respiration exclusive des animaux et des bactéries.

4.3. MESURE DE LA PRODUCTION D'OXYGÈNE.

Le tableau 3 regroupe l'ensemble des observations réalisées à l'aide de cloches claires déposées sur le sédiment. Le premier groupe de résultats concerne le sédiment sans recouvrement végétal, le deuxième groupe de mesures a été réalisé sur une pelouse à *Halophyla stipulacea*. La production d'oxygène observée résulte vraisemblablement de l'activité du phytoplancton et des Phanérogammes présentes sous les cloches lors des expériences, le sédiment n'agissant que comme consommateur d'oxygène.

Il est particulièrement difficile d'interpréter les différents résultats obtenus vu le nombre limité d'observations effectuées et vu la grande variabilité de paramètres tels que la lumière pour laquelle nous ne disposons malheureusement d'aucun instrument de mesure. Nous sommes donc réduits à formuler des hypothèses dont la confirmation ne pourra s'établir que par la réalisation d'expériences complémentaires.

TABLEAU 3

Date	Heures	Production en ml O ₂ /l.h dans les respiromètres	Photosynthèse brute ml O ₂ /l.h (xxx)
Groupe I : Sédiment			
10.10.78	15h00-17h00	+ 0,09	+ 0,24
	"	+ 0,09	+ 0,24
	"	+ 0,19	+ 0,36
	"	+ 0,05	+ 0,20
			$\bar{x} = 0,26$
11.10.78	8h00-10h30	+ 0,45	+ 0,60
	"	+ 0,38	+ 0,53
	"	+ 0,45	+ 0,60
	"	+ 0,59	+ 0,34
			$\bar{x} = 0,61$
11.10.78	10h30-12h30	+ 0,23	+ 0,38
	"	+ 0,31	+ 0,46
	"	+ 0,17	+ 0,32
11.10.78	12h30-14h30	+ 0,22	+ 0,37
	"	+ 0,33	+ 0,48
	"	+ 0,22	+ 0,37
			$\bar{x} = 0,40$
Groupe II : Sédiment + pelouse à <i>Halophyla stipulacea</i>			
12.10.78	10h15-12h15	+ 0,52	+ 0,67
	"	+ 0,45	+ 0,60
	"	+ 0,61	+ 0,76
	"	+ 0,64	+ 0,79
			$\bar{x} = 0,71$
12.10.78	12h15-14h15	+ 0,65	+ 0,80
	"	+ 0,32	+ 0,47
	"	+ 0,47	+ 0,62
	"	+ 0,44	+ 0,59
			$\bar{x} = 0,60$

*** La photosynthèse brute sous les respiromètres a été calculée en considérant une respiration du sédiment correspondant à 0,15 ml O₂/l.h

Nous avons toutefois observé les 10 et 11 octobre 1978, un maximum de production d'oxygène en fin de matinée: $\bar{x} = 0,61$ ml O₂/l.h; celle-ci diminue progressivement au cours de l'après-midi: $\bar{x} =$

0,40 ml O₂/l.h jusqu'à 14 h 30; elle n'était plus que de 0,26 ml O₂/l.h de 15 heures à 17 heures.

Les mesures effectuées sur la pelouse à *Halophyla stipulacea* ont montré une production d'oxygène maximum pour les Phanérogames de 0,10 ml O₂/l.h, soit 13,9 ml O₂/m².h.

5. — CONCLUSION

Cette première mission Nuls n° 7 a constitué pour nous un banc d'essai où furent testés autant les performances du matériel utilisé que notre propre aptitude au travail en maison sous la mer. L'instrumentation mise au point s'est avérée fonctionnelle et d'une très grande facilité d'emploi. Nos mesures sur l'activité respiratoire du sédiment ont montré une consommation d'oxygène très faible puisque de 21,4 ml O₂/m².h à 27°. Cette valeur faible peut être comparée à celles obtenues par SMITH (K.) et al. (1972) aux Bermudes.

Dates	Station	Consommation ml O ₂ /m ² .h	Température de l'eau
02-05 avril 71	1	20,8 ± 0,8	19°C
	2	19,1 ± 0,4	19°C
20-25 mai 71	1	27,0 ± 0,8	23°C
	2	24,6 ± 0,5	23°C

Les très faibles valeurs observées résultent probablement de la grande pauvreté du sédiment étudié.

En ce qui concerne le travail en maison sous la mer, notre expérience de Hydrolab nous a montré combien ce genre de laboratoire sous-marin peut être un outil précieux pour les écologistes désireux d'aborder les phénomènes biologiques « in situ » durant de longues séquences temporelles. Cependant, nous estimons que ce genre d'expérience ne s'avère rentable que si les trois aquanautes travaillent sur un projet commun permettant une rotation du personnel et une meilleure récupération entre les efforts.

D'autre part, la durée de la saturation nous a paru trop courte pour profiter au maximum des possibilités de travail offertes par la maison. Nous pensons que des séjours de 15 jours sous l'eau permettraient de multiplier les expériences de façon plus rentable et ce sans aucun risque de perturber la résistance physique et psychologique des aquanautes.

REMERCIEMENTS.

Cette mission faisait partie du programme N.O.A.A. Manned Undersea Science and Technology Office Underwater Laboratory System I.

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans l'aide financière du Fonds National de la Recherche Scientifique (F.N.R.S.), du Patrimoine de l'Université de Liège, et du Centre Belge d'Océanographie (C.B.O.).

Nous les remercions vivement ainsi que l'ensemble du personnel de soutien logistique de Hydrolab à St.-Croix.

BIBLIOGRAPHIE

- BAY (D.), 1978. — Etude *in situ* de la production primaire d'un herbier de Posidonies — *Posidonia Oceanica* (L.) Delile — de la baie de Calvi en Corse. Université de Liège. Thèse de doctorat en Océanologie.
- DI SALVO (H.) et ROSS (H.), 1975. — Oxygen metabolism of some reef substrate microcosms. *Hydro. Lab. Journal*, 3 (1), 25-30.
- HARGRAVE (B.), 1969. — Similarity of oxygen uptake by benthic communities. *Limnol. Oceanogr.*, 14, 801-805.
- PAMATMAT (M.) et FENTON (D.), 1968. — An instrument for measuring subtidal benthic metabolism *in situ*. *Limnol. Oceanogr.*, 13 (3), 537-540.
- SMITH (K.), BURNS (K.) et TEAL (J.), 1972. — *In situ* respiration of benthic communities in Castle Harbor, Bermuda. *Marine Biology*, 12 (3), 196-199.
- SMITH (K.), 1973. — Respiration of a sublittoral community. *Ecology*, 54 (5), 1065-1075.
- WELLS (M.), 1974. — The metabolism of tropical benthic communities *in situ* determinations and their implications. *M.T.S. Journal*, 8, 9-11.

ÉTUDES SUR LA VÉGÉTATION DU MASSIF CENTRAL

III. PLACE DU PIN SYLVESTRE

DANS LE CLIMAX DU HÊTRE EN MARGERIDE

par Philippe DAGET

C.E.P.E. L. Emberger, B.P. 5051, 34033 Montpellier Cedex

RÉSUMÉ

La Margeride est un vaste plateau granitique constitué de trois gradins, ayant à l'Ouest une altitude de 1 100 m, au centre de 1 400 m et à l'Est de 1 100 m. Presque entièrement située sous climat microthermique, elle est pour la majeure partie sous la dépendance du climax de Hêtre. Toutefois, le Pin sylvestre tient dans le paysage une place très largement prépondérante due à ses caractéristiques d'héliophyte qui lui permettent de jouer un rôle de pionnier. Dans la « végétation potentielle », il a aussi sa place, mais le dynamisme du Hêtre le cantonne dans les stations les plus humides. De l'agroclimax au climax climatique, il est possible de reconnaître les divers stades de l'évolution des stations et de les situer sur un schéma dynamique d'ensemble.

INTRODUCTION

La très grande extension du Pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) dans l'ensemble du massif de la Margeride, et des massifs voisins, a imprimé au paysage agro-sylvo-pastoral une physionomie à ce point typique, que de bons auteurs ont pu penser qu'il représentait, localement, le terme d'une série de végétation (GAUSSEN, 1938; REY, 1960), voire même, qu'il représentait un étage de végétation intermé-

diaire entre celui du Chêne et celui du Hêtre CARLES, 1947).

Les études entreprises dans le cadre du programme de Phytoécologie générale du C.E.P.E., nous ont, conduit à un point de vue différent qui a été esquissé il y a quelques années (LONG et DAGET, 1965; Mc QUEEN, 1966), puis repris et précisé (DAGET et POISSONET, 1966; DAGET, 1968) et enfin intégré dans une vue d'ensemble de la végétation du Languedoc-Roussillon (LE FLOC'H, 1973; POISSONET, 1976).

GÉNÉRALITÉS

1. SITUATION DE LA MARGERIDE

Le Massif de la Margeride est situé dans le Massif Central, entre la vallée de l'Allier, à l'Est, et les Monts du Cantal et de l'Aubrac, à l'Ouest. Il couvre une superficie de 350 000 ha environ. On peut y distinguer trois sous-régions :

a) A l'Ouest, le Gévaudan, constitué de larges plateaux mollement ondulés et dont l'altitude moyenne est comprise entre 1 000 et 1 200 m.

b) Au Centre, la Montagne de la Margeride, caractérisée par une échine arrondie, d'orientation Nord-Sud, avec, çà et là, quelques chicots rocheux, les « Trucs » (Truc de Fortunio, 1 554 m). Son altitude moyenne est comprise entre 1 200 et 1 500 m.

c) A l'Est, le Plateau oriental de la Margeride dont les caractéristiques sont voisines de celles du Gévaudan.

Ces deux dernières sous-régions constituent la Margeride, terme général qui est souvent étendu, localement, au Gévaudan lui-même.

Trois départements se partagent cette région naturelle : la Lozère, la Haute-Loire et le Cantal.

2. CONDITIONS ÉCOLOGIQUES GÉNÉRALES

a) Géologie

La région étudiée est un batholite de granite porphyroïde, dit « de la Margeride », dans lequel des filons de microgranite ou de quartz, des culots de basalte ne constituent que des variations de détail (LAPADU-HARGUES, 1947).

b) Bioclimatologie

Le climat de cette région est rude; les hivers y sont longs et froids, les étés chauds et orageux. Située dans une zone de transition, la Margeride est caractérisée par son appartenance, pour la majeure partie de son territoire, aux climats microthermiques qui y présentent trois aspects : à *été court* sur les plateaux Ouest et Est, à *été très court* sur le plateau central avec une *variante culminale* de ce dernier sur les sommets (DAGET, 1968). A chacun de ces types de climat correspond un climat climatique végétal et pédologique (Tableau I). Nous ne prendrons en considération ici que ce qui ressortit au climat microthermique à *été court*.

c) Utilisation du sol

Vieille terre agricole, la Margeride est, dans son ensemble, une région d'émigration. Les terres abandonnées sont fréquentes et, pour la plupart, livrées au pâturage extensif puis, après arrêt du pâturage, à la conquête naturelle du Pin sylvestre. Ces caractéristiques, il faut le souligner, confèrent au paysage rural de cette région une impression, très trompeuse, d'équilibre agro-sylvo-pastoral.

En ce qui concerne plus particulièrement la chaîne de la Margeride, ses caractéristiques démographiques et économiques sont assez différentes. La pression humaine s'y est manifestée plus sous la forme du pasteur que sous celle du cultivateur. La forêt naturelle a dû reculer devant les troupeaux transhumants parcourant la région; il ne subsiste ainsi que quelques rares massifs de Hêtre alors que le paysage rural est dominé par les landes de Bruyère (*Calluna vulgaris* (L.) HULL) et à Nard (*Nardus stricta* L.) des croupes culminales.

En dehors des rares sapinières (Mont Mouchet) ou des reboisements artificiels de résineux (Pin sylvestre d'Auvergne, Epicéa, Douglas) la forêt est presque partout improductive ou très faiblement productive.

FORMATIONS VÉGÉTALES

1. DESCRIPTION DU CLIMAT

a) Végétation

Les hêtraies se présentent comme des futaies de 16 à 20 m, constituées le plus souvent d'individus d'âge variable. Les fûts, isolés les uns des autres, sont droits, trapus, et courts. La croissance en hauteur de ces arbres devient très faible après 60 ans, par contre leur croissance en diamètre reste continue.

TABLEAU I

Situation des climats de la Margeride et de l'Europe du Nord
dans une classification générale des climats.

				Caractère thermique				
Rythme photo- périodique	Classes	Ordres	Familles	Groupes	mésothermique		microthermique	
				Types	été long	été court	été court	été très court
	Uniquement quotidien							
		quotidien et saisonnier	Saison sèche hivernale					
			Saison sèche estivale					
	quotidien et/ou saisonnier		diagonal sans saison sèche		LANGEAC (510 m., 45°N)	SAUGUES (950 m.) KIEL (54°N)	THORAS (1080 m.)	LE SAUVAGE (1400 m.) ROC de F. (1490 m.)
		sur tout bi-saisonnier	± bi- saisonnier				LUND (57°N)	UPPSALA (60°N) CAVLE (65°N)
			Uniquement bi-saisonnier					

Le couvert angulaire au sol est très élevé dans ces peuplements, le plus souvent voisin de 90°; aussi, comme le feuillage est dense, la lumière ne pénètre que très peu jusqu'au sol. Il en résulte que la végétation des strates inférieures, réduite à des Mousses et à des herbacées, est très clairsemée; le plus souvent son recouvrement global est inférieur à 1 %, cela est traduit sur le premier spectre biologique de la figure 1. Ces remarques recourent les observations globales de FOURNIER (1927), de BROWN (1960) et JAMESON (1967).

Les strates inférieures sont constituées de Mousses, de thérophytes, de géophytes et d'hémicryptophytes; ces derniers ayant le plus grand recouvrement global (figure 1). A ces végétations très claires correspondent des flores très pauvres; en effet, il y a rarement, plus d'une demi-douzaine d'espèces terri-

coles par station, auxquelles il faut ajouter une dizaine de Lichens épiphytes parmi 37 espèces possibles. Il en résulte donc que la plupart des « espèces caractéristiques de la Hêtraie » poussent en lisière des bois; certaines d'entre elles sont cantonnées dans les hêtraies, d'autres peuvent aussi être trouvées dans les pineraies ou en terrain nu.

Les espèces suivantes (1) constituent le groupe caractéristique des peuplements le plus évolués, c'est-à-dire des hêtraies pures :

Anemone nemorosa L.
Asperula odorata L.
Corylus avellana L.
Lathyrus montana (L.) Bernh.

(1) La nomenclature botanique utilisée est celle de P. FOURNIER (1961).

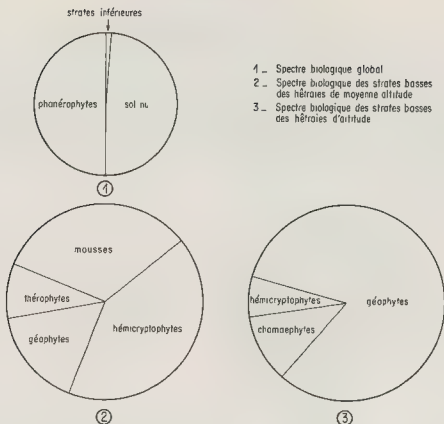


FIG. 1. — Spectres biologiques de la hêtraie en Margeride.

Maianthemum bifolium (L.) Schm.
Moerhingia trinervia Clairv.
Oxalis acetosella L.
Polygonatum multiflorum All.
Prenanthes purpurea L.
Stellaria holostea L.
Poa nemoralis L.

Avec les Mousses suivantes :

Isoetecium myurum (Pollich.) Brid.
Polytrichum formosum Hedw.
Plagiochila asplenoides (L.) Dum.

Il faut noter l'absence presque totale dans ces peuplements des espèces atlantiques ou méditerranéo-atlantiques telles que *Endymion natus*, *Ruscus aculeatus*, *Ilex aquifolium*, *Hedera helix*, etc.,

et par contre, la présence quasi constante, au moins en bordure, d'espèces telles que *Prenanthes purpurea*, *Poa chaixi*, *Polygonatum verticillatum*, etc. qui sont médio-européennes-montagnardes. Ce caractère place les hêtraies de la Margueride au voisinage des hêtraies de l'Europe centrale alors que les hêtraies adennaises par exemple sont de la famille atlantique (ROISIN, 1961). Elles seraient donc à rattacher au *Luzulo-Fagetum vaccinietosum* (NOIRFAISE, 1956)

La comparaison avec les résultats obtenus par CUSSET (1964) dans les Monts Dorés range les peuplements de la Margeride dans l'association la plus acidiphile de l'ordre des QUERCETALIA, le *Fageto-deschampsietum* (sous-associations *Hylocomietosum* et *F.D. vaccinietosum*).

b) Sol.

Le sol des hêtraies les plus âgées est du type *brun acide à moder grossier et épais* : cet humus est le plus souvent oligotrophe. L'horizon A_{02} a une acidité assez forte, traduite par un pH compris entre 4,2 et 4,6; son taux de saturation est compris entre 15 et 25 % avec une capacité d'échange de l'ordre de 50 mé/100 g. Le rapport C/N, indice du dynamisme de la couche organique, varie entre 15 et 20, ce qui traduit une évolution assez lente de la matière organique.

2. EXTENSION DE LA HÊTRAIE

Les peuplements de Hêtre peuvent s'implanter dans la plupart des milieux rencontrés dans la Margeride.

a) Conditions hydriques

Les observations effectuées dans la Margeride montrent que seules les conditions tout-à-fait extrêmes semblent pouvoir empêcher l'implantation du Hêtre. C'est ainsi qu'il est exclu dans les milieux totalement ou partiellement inondés ainsi que des milieux très humides, celles que soient la richesse en matière organique et les conditions de drainage. Parmi les milieux très secs, seules les très rares stations dont le sol est superficiel (moins de dix centimètres) et le substrat formé de roche compacte, semblent pouvoir empêcher l'implantation de cette essence. Ces remarques sont confirmées par les observations de FOURNIER (1927).

L'action évaporante des arbres assainit les stations humides ou fraîches pour les ramener au niveau des stations moyennes; par contre, l'abri qu'offre le feuillage, joint à l'action d'éponge des couches organiques, permet de maintenir une ambiance fraîche ou du moins humide qui ramène les stations très sèches au niveau des stations moyennes. Ainsi

se retrouve pour le climat-hêtre, le rôle régulateur du régime de l'eau que GODRON (1964), après PLAISANCE et VAN DER MAAREL (1961), signalait pour la végétation climacique de l'étage du Chêne.

b) Conditions physiographiques

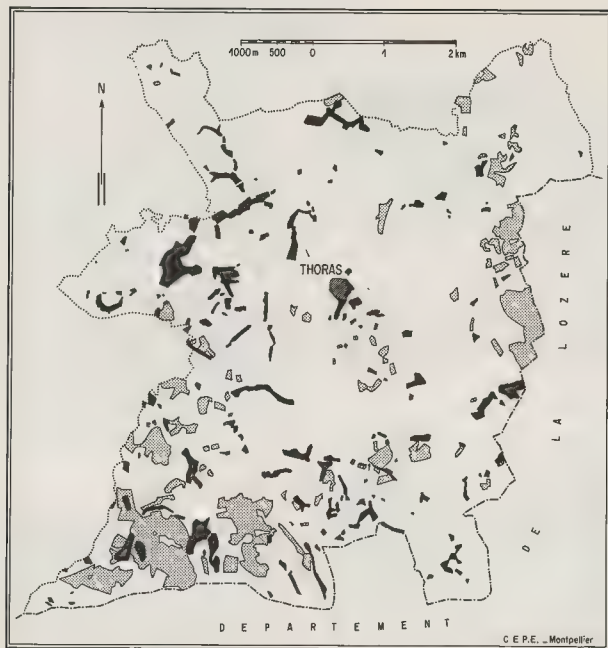
Le Hêtre semble, dans cette région, être assez indifférent à la texture du substrat puisqu'on le trouve sur sol sableux (granite), sablonneux (granulite), limoneux (basalte) ou argilo-limoneux (micaschiste). S'il semble fuir les sols organiques, cela paraît plus en raison de leur bilan hydrique que de leur texture. Il semble avoir son développement maximal entre 1 250 et 1 350 m, mais cela est probablement dû à l'action humaine plus qu'à des conditions climatiques (1 250 m est l'altitude maximale d'extension de la culture).

Une étude cartographique détaillée portant sur une commune de 3 750 hectares a montré que 5 % seulement du territoire ne pouvait être colonisé par le Hêtre; actuellement les hêtraies pures ou mixtes ne couvrent que 10 % de ce territoire (figure 2); ailleurs, les Hêtres sont extrêmement rares, mais, parfois, on peut en trouver un pied isolé lorsqu'un amas de rocher l'a protégé de la dent du bétail.

c) Conditions anthropogènes

Depuis l'origine des défrichements, et jusqu'au milieu du XIX^e siècle, la pression humaine dans le Massif de la Margeride était suffisamment importante pour que tout ce qui était cultivable fut exploité par l'Homme (FEL, 1962); du moins, avec certitude, en ce qui concerne les sous-régions du Gévaudan et du plateau oriental de la Margeride. L'agriculteur pratiquait plus ou moins volontairement, une rotation « culture-friche pâturée-forêt », analogue à celle que l'on retrouve dans le Velay (d'ALVERNY, 1907; GUINIER, 1956; CARLES, 1957) et dans quelques autres régions pauvres.

La révolution industrielle, à la fin du XIX^e siècle amorça la décroissance de la population mageridienne qui semble avoir eu son développement maxi-



- Hêtraies existantes en 1965 
- Extension potentielle de la hêtraie 
- Lieux très humides où la hêtraie ne peut s'implanter.... 

FIG. 2. — Répartition possible de la hêtraie dans une commune de la Margeride (Thoras, Haute-Loire).

mal sous le règne de Louis-Philippe. La grande guerre, qui fut extrêmement meurtrière pour la population de cette région, a constitué un traumatisme très sensible à son économie agricole, la disparition totale de la transhumance ovine accéléra la dépopulation; en effet, les troupeaux transhumants contribuaient à la fertilisation des champs, ce qui maintenait les rendements à un niveau acceptable. La perte de cette « fumature » entraîna une baisse des rendements incompatible avec une agriculture de plus en plus exigeante.

La proportion de terre cultivée (S.A.U.) est passée de 65 % à 39 % alors que la proportion de prés et pâturages variait peu; dans le même temps la proportion de bois et forêts augmente d'un tiers (de 21 à 33,5 %) et celle des landes double (11,7 à 25,5 %). Il semble que depuis quelques années le processus se soit accéléré.

Une surface nue abandonnée, par cessation de la culture ou de la paissance, ne peut se reboiser spontanément en Hêtre parce que cette essence forestière exige un certain couvert pour se développer. Par contre, le Pin sylvestre, essence de lumière par excellence, et qui est en outre dynamique, plastique et très prolifique, possède toutes les particularités qui lui permettent de s'installer chaque fois que la pression humaine ou animale se relâche; d'où la très grande importance du Pin sylvestre dans le paysage rural actuel. D'autre part, la croissance relativement rapide de cet arbre lui permet d'arriver à maturité pendant la longue « jachère » (50 à 60 ans), ce que ne pourrait faire un feuillu, et le Hêtre en particulier.

Il est néanmoins incontestable que le Pin sylvestre occupe dans le paysage margeridien (au sens large) la place du Hêtre; en effet, dès que la pineraie est suffisamment âgée pour créer une ambiance forestière, apparaissent, les espèces compagnes du Hêtre. Celui-ci tente même de s'installer, mais difficilement en raison de l'éloignement des semenciers et de sa faible vitesse de croissance qui ne lui permet pas d'échapper à la dent du bétail (cette action est très importante dans les forêts de la région qui sont pratiquement toutes pâturées ou, pour le moins, régulièrement parcourues par le bétail).

Il existe cependant quelques parcelles épargnées dont la végétation mixte présente une structure complexe analogue à celle qui est décrite ci-après.

Strates	Espèces	Abondance tiges/ha	Recouvrement des frondaisons (%)
16-32 m	<i>Pinus sylvestris</i>	700	40
8-16 m	<i>Fagus sylvatica</i>	300	7
4- 8 m	<i>Fagus sylvatica</i>	900	3
0,5-1 m	<i>Fagus sylvatica</i>	1 100	2
5-25 cm	<i>Pinus sylvestris</i>	800	1
5-25 cm	<i>Pinus sylvestris</i>	100	1

Bien entendu, « le Pin n'a pas attendu l'implantation de l'homme pour faire son apparition dans le Massif Central » (FEL, 1962). L'étude des tourbières a montré qu'après une période pendant laquelle cet arbre était prépondérant (la 4^e des phases de l'évolution forestière, définies par LEMÉE, (1956). correspondant au refroidissement post-Allerød), son taux pollinique est passé de 50 p. 100 à moins de 5 p. 100; la recrudescence actuelle (80 p. 100) est d'origine historique (LEMÉE, 1955, 1956).

Il paraît donc possible d'affirmer que le « pseudo-étage » de végétation du Pin sylvestre n'est qu'un aspect transitoire de l'étage du Hêtre. Dans le massif de la Margeride, partout où la pression humaine et animale se relâche, et où existent encore des semences, le Hêtre peut s'installer.

3. DESCRIPTION DE LA VÉGÉTATION ACTUELLE

La végétation actuelle est, dans cet étage bioclimatique de végétation, largement dominée par les pineraies de Pin sylvestre, près du tiers du paysage rural d'après DAGET et POISSONET, 1966. Ces pineraies présentent plusieurs types principaux découlant les uns des autres et dont l'évolution est sous l'influence du vieillissement du peuplement. Ils ont été décrits par LONG et DAGET, (1965), par DAGET et POISSONET (1966) et par McQUEEN (1965), ce dernier ayant en outre étudié l'évolution du système racinaire.

DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION

1. PEUPELEMENTS CULTURELS

L'observation courante, rappelée plus haut, montre qu'il n'y a pratiquement pas de sous-bois dans hêtraie de la Margeride; la forêt vieillit donc sans régénération, même lorsqu'elle n'est pas livrée au pâturage. Avec le temps, les arbres deviennent séniles et meurent; la hêtraie s'ouvre, et la biocénose liée au Hêtre disparaît. On retrouve le processus décrit par GAUSSEN (1952) pour la sapinière des Pyrénées.

Dans l'ouverture ainsi créée, le soleil parvient au sol et facilite la minéralisation rapide de la matière organique, ce qui entraîne le développement d'espèces « post-forestières » telles qu'*Epilobium angustifolium*, *Epilobium montanum*, *Deschampsia flexuosa*, *Rubus idaeus*, et parfois *Digitalis purpurea*. Si le fourré de framboisiers n'est pas trop dense, le Pin sylvestre, essence de lumière, se développe activement et recrée une ambiance forestière qui permet la réimplantation et la croissance du Hêtre qui se développe dans la pineraie, et finit par dominer et supplanter les Pins (GACHON, 1953; LONG et DAGET, 1965). Le cycle est ainsi bouclé; à une hêtraie a succédé une autre hêtraie. C'est ce que GAUSSEN (1951) appelle un *climat stable*.

2. PEUPELEMENT POST-CULTURAUX

L'abandon d'un agro-climax (culture ou herbager), par suite de la baisse brutale de la pression humaine, se traduit par un envahissement très rapide par le Pin sylvestre, qui constitue alors des peuplements extrêmement denses. En vieillissant, ces peuplements s'éclaircissent spontanément et cela crée une ambiance forestière post-culturelle.

Deux cas peuvent alors se présenter :

— l'agriculteur maintient une certaine pression sur le peuplement, ce qui se traduit d'abord par le pâturage, puis par la coupe à blanc. Si la pression humaine se maintient faible, une seconde pineraie succède à la première; si cette pression croît, la parcelle est remise en culture;

— l'agriculteur se désintéresse du peuplement, sa pression est nulle; alors le Hêtre s'introduit en sous-bois et finit par supplanter les Pins.

Dans le second cas une hêtraie est le stade post-culturel ultime; mais l'évolution est lente, en 50 ans seule la pineraie a le temps de se développer. La série de végétation, au sens de GAUSSEN (1938) (ce que l'on voit au bout de 50 ans d'abandon) est donc celle du *Pin sylvestre*. Par contre, au bout de 100 ans le peuplement observé est mixte : Hêtre-Pin sylvestre. La série, au sens de REY (1954) est donc celle du *Hêtre*.

Dans le cas de l'évolution post-culturelle, l'origine des semences des Pins qui conquièrent le terrain libéré n'est pas à chercher longtemps; le paysage végétal de la région est à ce point dominé par les Pins sylvestres qu'on a pu les prendre comme caractéristique d'un étage de végétation (CARLES, 1947).

Mais avant les défrichements historiques, tout le paysage végétal était constitué de Hêtre, il faut alors chercher l'origine des semences des Pins servant à cicatriser les ouvertures de la hêtraie dans les lieux marécageux. En effet, le Hêtre ne vit qu'en milieu « sain » alors que le Pin sylvestre supporte de très fortes humidités et peut même vivre sur la tourbe. Ces conditions de vie particulières expliquent pourquoi cette essence occupant une surface aussi réduite avant les défrichements a pu laisser d'aussi abondants pollens dans la tourbe récente.

Il faut souligner que le Pin sylvestre peut végéter aussi bien dans les tourbières basses, dans la mesure où elles ne sont qu'accidentellement submergées, que dans les tourbières hautes à Sphagnum. Cependant on ne le trouve, dans ces dernières qu'en moyenne altitude, c'est-à-dire dans l'étage biocli-

matique de végétation envisagé ici; plus haut l'étage supérieur, les tourbières à Sphaignes ne comportent plus de Pin sylvestre, on n'y trouve pas non plus de Pin à crochet contrairement à celles de l'Auvergne (CHASSAGNE, 1956) ou des Cévennes (d'ALVERNY, 1902).

3. LES SOLS

L'évolution des peuplements végétaux telle qu'elle vient d'être retracée à grands traits se traduit de façon nette sur celle des sols :

— au climat du Hêtre correspond un sol brun acide à moder;

— le cycle spontané se traduit par une évolution du type d'humus sans modification morphologique fondamentale du profil;

— à l'agro-climax correspond un sol brun de culture à mull sableux;

— l'évolution progressive se traduit par l'existence de 2 phases sur le même profil : l'ancien sol de culture dont les traces subsistent jusqu'aux climax, sur lequel se superposent les types d'humus différents selon le degré d'évolution du peuplement et qui produisent un sol acide de néoformation (LONG et DAGET, 1965);

— aux zones humides, où se maintient le Pin sylvestre correspondent des gley à inondation, des sols semi-tourbeux et des tourbes.

4. SCHÉMA RÉCAPITULATIF D'ENSEMBLE

La figure 3 rassemble tous ces éléments sur la dynamique de la végétation dans l'étage du Hêtre en Margeride.

On note d'une part la présence du cycle cultural à rotation longue et jachère boisée, et celui de la sylviculture extensive, d'autre part le cycle évolutif du climax-hêtre. Le tout est dominé par un poly-climax de Hêtre et Pin sylvestre.

BIBLIOGRAPHIE

- ALVERNY (A. d'), 1902. — Le Pin à crochet spontané dans les Cévennes. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, **49**, 64-67.
- ALVERNY (A. d'), 1097. — Les hautes chaumes du Forez. *Rev. Eaux, Forêts*, **46**.
- BROWN (J.), 1960. — Ecological aspects of regeneration in British beech woods. *Bull. Inst. Agron. Stat. Rech. Gembloux*, H.S., **1**, 91-95.
- CARLES (J.), 1947. — L'étage du Pin sylvestre. *Rev. Sc.*, **3265**, **2**, 73-81.
- CARLES (J.), 1956. — Notice de la feuille « 59 - Le Puy » de la carte de la végétation de la France. *Bull. Serv. Carte. Phyto. A.*, **1**, (2), 51-80.
- CHASSAGNE (M.), 1856. — *Inventaire analytique de la flore d'Auvergne et des contrées limitrophes*. Le chevalier, Paris, 2 vol.
- CUSSET (G.), 1974. — Les forêts du versant sud des Monts Dore, Esquisses phytosociologiques. *Ann. Sc. Forest.*, **21**, **1**, 83-165.
- DAGET (Ph.), 1968. — *Etude du climat local en région de moyenne montagne à l'aide des données météorologiques classiques — Application au N.E. de la Margeride* — Thèse spécialité Fac. Sc. Montpellier et CNRS-CEPE, Montpellier, document n° 36, 187 p.
- DAGET (Ph.) et POISSONET (J.), 1966. — *Etude phytocécologique de la commune de Thoras (Hte-Loire)*, C.N.R.S.-C.E.P.E., Montpellier, 520 p.
- FEL (A.), 1962. — *Les hautes terres du Massif Central*, Publ. Fac. Lettres de Clermont Ferrand, P.U.F., Paris, 340 p.
- FOURNIER (P.), 1927. — Qu'est-ce que l'association du Hêtre ? *Bull. Soc. Bot. Fr.*, **3**, 416-429.
- FOURNIER (P.), 1961. — *Les quatre flores de France*, Le chevalier, Paris, 1054 p.
- GACHON (L.), 1953. — Géographie de la végétation arbustive et arborescente dans le massif du Livradois, *Bull. Inst. Géogr. Clermont-Ferrand*, **3**, 113-129.
- GAUSSEN (H.), 1938. — Etages et zones de végétation de la France. *Ann. Geogr.*, **47**, 463-487.
- GAUSSEN (H.), 1951. — Le dynamisme des biocénoses végétales Colloques C.N.R.S. Ecologie. *Ann. Biol.*, **27**, **2**, 89-102.
- GODRON (M.), et al., 1964. — *Notice détaillée — Carte phytocécologique et carte de l'occupation des terres de Sologne*, C.N.R.S.-C.E.P.E., Montpellier, 192 p.

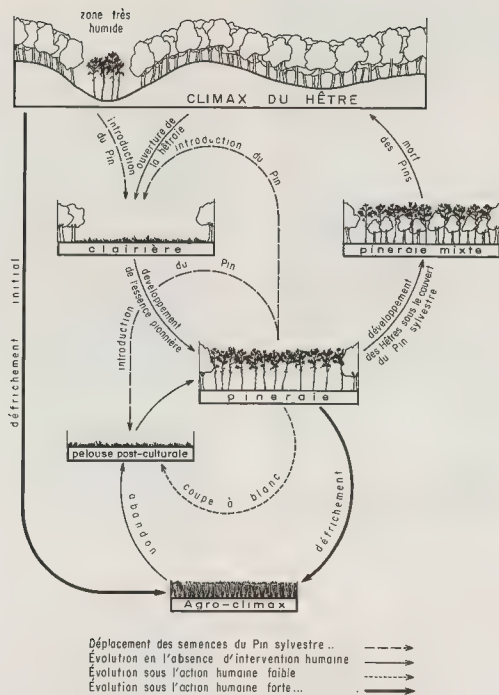


FIG. 3. — Schéma du dynamisme de la hêtraie dans la Margeride.

- GUINIER (Ph.), 1956. — Arbres et forêts du Massif Central. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, **103**, 99-113.
- JAMESON (D.), 1967. — The relation ship of tree overstorey and herbaceous understorey vegetation. *Jr. Rg. Mgt.*, **20**, 4, 247-249.
- LAPADU-HARGUES (P.), 1947. — Les massifs de la Margeride et du Mont Lozère. *Bull. Serv. Carte Géol. Fr.*, **16**, 222, 376-532.
- LEMÉE (G.), 1955. — Géomorphologie et végétation actuelle des tourbières d'Auvergne. *Rev. Sc. Nat. Auvergne*, **2**, 59-70.
- LEMÉE (G.), 1955. — L'évolution de la forêt française au cours du Quaternaire d'après les analyses polliniques. *Rev. Forest. Fr.*, **6**, 422-460.
- LEMÉE (G.), 1956. — Sur l'évolution de la végétation dans le massif du Cantal au tardiglaciaire et au post glaciaire. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, **25**, 83-94.
- LONG (G.) et DAGET (Ph.), 1975. — Contribution à l'étude écologique de la Margeride. Observations sur la pédogénèse et le dynamisme de la végétation sur les granites, *Ann. Agron.*, **16**, 4, 401-432.
- MCQUEEN (D.), 1966. — *La répartition quantitative des racines absorbantes de Pin sylvestre et de Hêtre d'une série évolutive naturelle en Margeride*. Thèse spécialisée, Fac. Sc. Montpellier et C.N.R.S.-C.E.P.E., Montpellier, Document n° 27, 163 p.
- NOIRFALISE (A.), 1956. — La hêtraie ardennaise. *Bull. Inst. Agron. St. Rech. Gembloux*, **24**, 2, 208-240.
- PLAISANCE (G.) et VAN DER MAAREL (H.), 1961. — Cité par GODRON *et al.*, 1964.
- REY (P.), 1954. — La cartographie botanique en couleurs. *Bull. Serv. Carte. Phytogeogr.*, **A**, **3**, 1, 11-19.
- REY (P.), 1960. — Essai de phytocinétique biogéographique, C.N.R.S. Paris, 399 p.
- ROISIN (P.), 1961. — Reconnaissance phytosociologique dans les hêtraies atlantiques. *Bulle. Inst. Argon. St. Rech. Gembloux*, **24**, 314, 356-385.
- TUXEN (R.), 1954. — Cité par ROISIN, 1961.
- LE FLOC'H (E.), GODRON (M.), LONG (G.), POISSONNET (J.), 1973. — Cartographie de la végétation et de son écologie, in Atlas régional du Languedoc-Roussillon, Berger-Levrault, Paris.
- POISSONNET (J.), 1976. — Etudes sur la végétation du Massif-Central I. Les régions écologiques de la bordure méridionale du Massif-Central. *Bull. Ecol.*

RÉSUMÉS DE THÈSES

THUÉBAUT (Bernard). — *Etude écologique de la hêtraie dans l'arc montagneux nord-méditerranéen de la vallée du Rhône à celle de l'Ebre*. Thèse présentée à l'Université des Sciences et Techniques du Languedoc pour obtenir le grade de Docteur d'Etat, le 11 mai 1979 : 267 pages, 148 figures et 46 tableaux (Jury : A. BAUDIERE, J. DAMAGNEZ, Y. ESCOUPIER, M. GODRON, G. ILLY, Ch. SAUVAGE).

Essence septentrionale, le Hêtre arrive à former des Hêtraies à proximité de la Méditerranée. Mais en marge du domaine méditerranéen, ces forêts se développent dans des conditions écologiques très différentes de celles qu'elles rencontrent plus au nord. Pour nous la question était de préciser, d'abord, quelles sont ces conditions et d'examiner, ensuite, si la hêtraie méridionale est suffisamment originale pour former une hêtraie « méditerranéenne » distincte des autres hêtraies.

Après les premières observations de L. EMBERGER (1943), une opinion de plus en plus répandue se dessine actuellement en faveur de l'existence d'une *hêtraie méditerranéenne* dans le sud-ouest de l'Europe. D'abord l'originalité floristique des forêts de Hêtre a été soulignée par les phytosociologues dans le Midi de la France, en Espagne et en Italie. Par la suite les palynologues ont pu reconstituer l'histoire originale de la hêtraie sur les versants méridionaux dans l'arc montagneux nord-méditerranéen.

Après ces arguments d'ordre phytosociologique et paléobotanique, pouvions-nous apporter de nouveaux arguments d'ordre écologique ?

Nos recherches ont été réalisées à Montpellier, à l'Institut de botanique et au C.E.P.E. L. Emberger. Cet environnement fut déterminant dans les choix préliminaires de ce travail. Nos résultats dépendent notamment de la manière de poser le problème et de définir l'objet de notre étude, ainsi que de la nature des observations et des traitements de données. Les méthodes mathématiques utilisées confèrent toute sa rigueur à notre démarche *phytoécologique*, mais nos résultats n'en demeurent pas moins limités et probables.

Le mémoire est divisé en deux grandes parties, l'une cherchant les conditions climatiques dans lesquelles vit

cette hêtraie aux confins de la Méditerranée, l'autre abordant certaines réactions de la hêtraie vis-à-vis du climat. Le territoire étudié est limité entre la vallée du Rhône (en France) et celle de l'Ebre (en Espagne). La formulation candolienne reprise par Ch. FLAHAULT de la « zone d'épreuve » est largement utilisée, illustrée et précisée pour expliquer la répartition de la hêtraie, puis du Hêtre dans ses marches méridionales.

I. LE CLIMAT DE LA HÊTRAIE.

Dire que l'extension de la hêtraie est limitée vers le sud par l'apparition de climats *secs*, dans les régions atlantiques comme dans les régions méditerranéennes, ne suffit pas pour appréhender une réalité qui se révèle plus complexe à l'étude des climats *moyens* (petite et moyenne échelles) et surtout à l'analyse des climats *annuels* (grande échelle).

11. Les climats moyens.

La sécheresse est étudiée à petit échelle en utilisant les xérogammes de P. CURÉ conjointement aux bilans hydriques de C. W. THORNTWHAITE et en débordant largement, surtout au nord, notre dition. La revue de plus de 80 stations permet de montrer l'exigence croissante en eau de la hêtraie au fur et à mesure que l'on s'avance vers le sud, mais aussi la variation plus rapide de l'ETP que le Hêtre a du mal à supporter à cause de son enracinement superficiel et aussi l'affaiblissement estival de l'ETR, ce qui traduit une réduction de l'activité végétale que l'on n'observe point dans les hêtraies humides. La violence des précipitations et leur irrégularité annuelle oblige la hêtraie à se reléguer sous un climat (moyen) très humide, sans pouvoir dépasser le niveau souvent très précis où les brouillards délimitent la zone nébuleuse favorable.

Faute de données précises sur ces brouillards leur étude est abordée de manière indirecte à moyenne échelle. En examinant la situation relative des hêtraies tout autour de la Méditerranée depuis les Alpes méridionales jusqu'à l'embouchure de l'Ebre, et en insistant sur la façon dont elles trouvent leurs limites inférieure et supérieure, voire même intérieure, dans les

différents massifs en fonction de l'altitude mais plus encore de l'exposition aux flux d'air humide, on constate que la disposition des reliefs par rapport à ces flux change le rythme des précipitations, en limite l'importance, mais aussi permet ou non d'apporter la compensation nécessaire par une fréquence suffisante des jours de brouillards. L'utilisation des types de temps fournis par les B.Q.M. biquotidiens permet d'apprécier la fréquence de ces derniers. Un exemple d'application au massif de l'Agoût est donné, montrant que le climat de transition défini par A. BAUDÈRE et L. EMBERGER « n'est pas tant l'existence d'un grand nombre d'années imprécises que l'opposition de climats différents sur de courtes distances ».

12. Les climats annuels.

Une présentation originale des données climatiques mensuelles, en un damier synoptique, permet d'un coup d'œil de se rendre compte de la répartition et de la fréquence de certaines valeurs pendant plusieurs décennies. Ce procédé appliqué aux précipitations montre clairement que la région littorale française à l'W du Rhône ne présente aucun découpage saisonnier, le creux estival révélé par l'utilisation des moyennes étant un artefact de calcul; au contraire c'est l'arrière pays montagneux qui présente une régularité rythmique soit méditerranéenne, soit continentale. De même si l'on exprime la sécheresse par le rapport des précipitations aux températures, le même procédé montre que cette « sécheresse » s'exprime en toutes saisons dans la plaine méditerranéenne française, alors qu'elle est strictement estivale dans les montagnes avoisinantes. On en conclut alors que les réserves en eau du sol, par leur importance et la rapidité avec laquelle elles s'épuisent, puis se reconstituent, constituent dans ces montagnes un facteur essentiel pour compenser le creux estival. Et la même méthode synoptique appliquée aux bilans hydriques de THORNTON avec trois hypothèses sur les réserves en eau du sol (25 mm, 100 mm et 200 mm) montre alors l'existence sur le littoral d'une saison sèche nette qui déborde largement du cadre de l'été alors que l'arrière pays montagneux montre une saison estivale sèche et l'opposition des stations humides à réserves importantes par rapport aux stations sèches aux faibles réserves. Ces constatations permettent alors de dresser un tableau des corrélations possibles entre les différentes situations climatiques et édaphiques de la dition et la position de la hêtraie.

Enfin les résultats précédents n'échappant pas à une certaine appréciation subjective, la méthode mathématique d'Y. ESCOUFIER (S.T.A.T.I.S.) est utilisée pour classer les régimes pluviométriques annuels. Dans les Pyrénées orientales cette méthode permet d'abord de

bien montrer le découpage régional, résultat de l'action permanente du cadre géographique sur les circonstances climatiques générales. Ensuite elle montre à l'intérieur de chaque région le rôle de la circulation générale des flux, apparentant tous les profils d'une même année (conditions météorologiques annuelles) mais les modifiant chaque année et parfois de manière heurtée. Par contre le cadre géographique joue dans le détail un rôle très variable : dans certains cas plus discret, efficace sur la moitié seulement des années, dans d'autres aussi important que les conditions annuelles et arrivant même à régulariser la pluviosité.

Cette analyse conduite successivement à petite, moyenne et grande échelle montre les différentes conditions climatiques – avec ou sans compensation édaphique – qui permettent l'existence de la hêtraie au voisinage de la Méditerranée avec au moins un caractère commun celui d'une adaptation à différentes formes de sécheresse. En cela elle se distingue écologiquement des autres hêtraies pour lesquelles la période de déficit en eau est nulle ou exceptionnelle.

II. LES RÉACTIONS DE LA HÊTRAIE.

Nous nous sommes alors demandé si la hêtraie présentait des réactions distinctes sous climat moyen humide et sous climat sec. Le mode de développement de la hêtraie, sa composition floristique et sa structure horizontale, nous ont paru susceptibles de fournir des indications sur les réactions de la hêtraie aux variations du milieu; les variations systématiques ou génécologiques du Hêtre nous échappant encore.

En étudiant la végétation l'écologiste se heurte à une réalité difficile à saisir. En effet toute description de la végétation pose inévitablement le problème de son homogénéité. Or l'homogénéité est perçue différemment selon l'échelle adoptée. La même variation peut paraître homogène ou hétérogène selon l'échelle à laquelle on se place (M. GODRON, 1966; M. GOUNOT, 1969). Mais il est possible maintenant d'aborder l'étude de la végétation à plusieurs échelles, à l'aide de techniques mathématiques, en calculant par exemple l'information apportée par les observations. En effet la théorie de l'information permet de raisonner d'un point de vue général et à différents niveaux de perception, en traitant un grand nombre d'observations sans se perdre dans le détail de chacune d'elles et sans réduire pour autant leur originalité.

Quelle que soit la région étudiée, les réactions de la hêtraie sont identiques sous climat sec dès que l'on passe en-dessous de la « limite minimale » du Hêtre dans la « zone d'épreuve ».

21. Développement de la hêtraie.

Le Hêtre présente un comportement d'« essence d'ombre » et la hêtraie ne peut se développer qu'à l'abri d'un ourlet pionnier où le Hêtre ne domine pas. Mais dans cette zone, une fois installé, le Hêtre conserve toute sa vitalité, il est capable de rejeter de souche et de se ressemer, même dans les flots de basses altitudes comme à La Valbonne ou même encore dans les hêtraies isolées des Ports de Tortose.

22. Composition floristique de la hêtraie.

La théorie de l'information permet de distinguer différents territoires selon l'intervention des variables écologiques, de mettre en évidence, territoire par territoire, les variables les plus actives et d'aboutir à un découpage écologique qui n'est pas sans rappeler celui des régions naturelles des géographes. Mais par ailleurs, grâce à une voie proposée récemment par J. LEPART au C.E.P.E. L. Emberger, on arrive, à l'aide des profils d'information mutuelle « particulière » (établis pour quelques variables actives), à distinguer les actions directes (comme celle de l'érosion ou du pH) et des actions indirectes (comme celle de la latitude et de l'altitude) et en même temps à avoir une réponse objective sur la valeur de l'intervention de chaque variable et des relations avec la composition floristique. Un exemple en est donné pour la Montagne Noire et le Canigou.

Inversement le même problème peut être abordé en partant des espèces. Après avoir indiqué les différences opposant les hêtraies sur silice aux hêtraies sur calcaire, différences apparentes surtout à basse altitude, quelques exemples de répartition géographique (liée aux hêtraies) sont donnés. Puis les variations de la composition floristique selon l'altitude dans les deux grands types de hêtraie, c'est l'occasion de confronter nos résultats avec ceux des phytosociologues en partie concordants et de discuter de l'autonomie des hêtraies de basse altitude où le hêtre partage le terrain avec les chênes sessile et pubescent, selon le sol. C'est aussi l'occasion de discuter de la signification des concepts de série, climax et étage. On peut par ailleurs se poser la question de savoir si les profils écologiques des essences forestières, appliqués à des tranches d'âge très différentes, peuvent permettre de rendre compte des fluctuations à leurs limites de répartition; également si les profils écologiques permettent de percevoir des changements dans le comportement écologique des espèces. Si nos observations permettent d'apporter quelques réponses à ces questions, cela permet surtout de montrer très opportunément à la fois l'objectivité et la lourdeur,

la précision et la limite de la théorie de l'information.

De notre étude il ressort que la hêtraie méridionale a une flore pauvre, davantage apparentée à celle des chênaies voisines. Non seulement les espèces « caractéristiques » de la hêtraie y sont absentes mais un grand nombre d'espèces de la chênaie n'arrivent pas à s'implanter sous le couvert du Hêtre. Cette réaction de la hêtraie a déjà été longuement étudiée par les phytosociologues.

23. Structure horizontale de la hêtraie.

Un autre caractère distingue les hêtraies méridionales des autres, c'est l'absence en sous-bois de mosaïques de végétation herbacée répartie en taches plus ou moins nettes, d'où résulte une apparente homogénéité est abordée en utilisant l'information liée à la distribution d'une espèce ou des espèces, le long d'une ligne de 48 segments d'1 m, et en cherchant les points pour lesquels l'hétérogénéité est maximale. Les résultats obtenus ont été détaillés pour trois régions siliceuses de latitude différentes et une région calcaire. Indépendamment des enseignements apportés sur la répartition des espèces et sur la variation de leur comportement selon les milieux, on constate, pour la structure, une relation entre le milieu et l'âge du massif forestier mais aussi avec le type de hêtraie : la hêtraie étant peu structurée sous climat sec par rapport à ce qu'elle montre sous climat humide

**

Un retour sur le terrain permet d'apporter une explication écologique de la hêtraie nord-méditerranéenne à l'aide des concepts développés précédemment. Dans la Montagne Noire orientale 4 situations peuvent être décrites selon les caractères climatiques en rapport avec le mode de développement, la composition floristique et la structure des hêtraies.

Finalement, il est clair que la hêtraie qui se développe sous un climat méditerranéen peut être distinguée des autres forêts de Hêtre. Cependant, les réactions observées ne doivent pas être considérées comme exclusives du climat méditerranéen. A priori, des réactions analogues peuvent se manifester également sous climat atlantique sec; une étude des hêtraies atlantiques « sèches » serait à faire pour préciser ce dernier point. Mais dans la mesure où le climat méditerranéen est nettement plus sec et franchement plus défavorable au Hêtre, les réactions de la hêtraie doivent être mieux marquées à proximité de la Méditerranée que dans l'ouest de la France.

Pour apporter de nouveaux arguments à l'existence d'une hêtraie méditerranéenne, nous nous proposons de

poursuivre nos recherches dans trois directions bien précises pour répondre aux questions suivantes. Dans la hêtraie « méditerranéenne » :

- la production est-elle significativement différente de celle des autres forêts de Hêtre (point de vue sylvoicole);

- l'arrêt de la végétation est-il plus net qu'ailleurs en été (point de vue écophysiologique);

- le hêtre appartient-il à une variété particulière (point de vue génétique).

CHAVANON (Guy). — **La dérive des invertébrés dans les eaux courantes : méthodes de récolte, relations avec le benthos, effets de quelques perturbations polluantes.** Thèse soutenue le 28 mars 1979. (Jury : MM. ROUX, BOURNAUD, GIUDICELLI, PATTEE).

Après une synthèse bibliographique des principales données acquises sur l'entraînement des invertébrés aquatiques vers l'aval des rivières (mécanisme de la dérive), plusieurs aspects du phénomène sont abordés : — mise au point d'une méthode simplifiée d'échantillonnage;

- comparaison des peuplements benthiques et dérivants;
- sensibilité de la dérive aux perturbations polluantes: établissement d'un profil de dérive sur une rivière présentant une pollution organique suivie d'une autoépuration complète.

1) La dérive présentant d'importantes variations de densité au cours du nyctémère, un prélèvement de 24 h semble nécessaire pour avoir une idée de la dérive moyenne journalière en un point du cours d'eau. Il est cependant possible d'utiliser une durée de prélèvement plus brève. En effet, la dérive nyctémérale étant peu dense mais diversifiée le jour et dense mais peu diversifiée la nuit, c'est aux changements de luminosité que l'on a la plus forte probabilité de récolter une dérive représentative du nyctémère. Nous avons ainsi défini un protocole de récolte comprenant 4 h d'échantillonnage continu en fin de journée — début de nuit (2 h avant le coucher du soleil et 2 h après). Le prélèvement peut ainsi regrouper 2 échantillons de 2 h récoltés chacun à l'aide de 2 filets pour des rivières d'importance moyenne (1 à 3 m³/s). Cependant, lorsque le colmatage est important, il est préférable de diminuer le temps d'échantillonnage et par là de multiplier le nombre de récoltes. Nous avons en effet montré que les conséquences du colmatage sont surtout marquées dans la première demi-heure (exemple: densité de dérive de 0,70 individus/m³ après 30 mn de filtrage; 0,55 après 1 h de filtrage dans la même station et pour la même période). Mais, une fois ce colmatage

réalisé, la dérive n'est que peu modifiée dans les 90 mn suivantes (densité de 0,47 individus/m³ après 2 h de filtrage dans l'exemple précédent).

Un tel protocole conduit à l'obtention d'un prélèvement caractérisé par une densité de dérive, une diversité et, à un moindre degré, une équitabilité voisines de celles obtenues avec 2 h de filtrage (Tableau I). Par contre, la durée de récolte est trop brève pour autoriser la collecte de toutes les espèces dérivantes (recueillies seulement au bout de 15 à 20 h). Mais tous les taxons principaux sont recensés et le nombre d'individus récoltés est suffisamment pour analyser les structures de peuplement.

TABLEAU I

Comparaison entre les données obtenues en échantillonnant la dérive 4h à la tombée de la nuit et des données obtenues en 24h dans 2 rivières

	Amby		Ardière	
	4 h	18 h	4 h	24 h
Densité de dérive (n/m ³)	0,56	0,54	0,75	0,79
Indice de diversité (H')	3,99	4,06	3,45	3,33
Équitabilité (J')	0,77	0,70	0,71	0,56
Richesse (S)	45	56	29	59

2) De par sa nature même, le prélèvement de dérive ne donne pas une image de la faune des macroinvertébrés benthiques identique à celle obtenue par des méthodes classiques de prélèvement direct sur le fond (Surber...).

Il existe une faible corrélation entre la dérive nyctémérale (24 h) et le prélèvement benthique (10 échantillons de 1/10^e de m²). Dans les deux cours d'eau étudiés (l'Amby dans le département de l'Ain et l'Ardière dans celui du Rhône) le coefficient de corrélation de Spearman entre ces deux éléments est voisin de 0,50. Ce sont les échantillons de dérive récoltés à la tombée de la nuit qui sont les plus proches des prélèvements benthiques. Par ailleurs, la dérive est plus riche que le benthos tel que nous l'avons appréhendé (Tableau II).

TABLEAU II

Comparaison de la richesse spécifique dans le benthos et la dérive de 2 cours d'eau

Cours d'eau	Amby	Ardière
Benthos	45	44
Dérive	56	60

Le benthos et la dérive ont un grand nombre de taxons communs. Les différences portent surtout sur l'aspect quantitatif. La dérive ne contient que peu ou pas de fouisseurs et sous-estime les animaux bien adaptés à résister aux écoulements violents; par contre, les animaux d'écoulement modérés ou ceux qui sont très vagiles sont bien représentés.

Les échantillons de dérive sont bien plus homogènes que ceux du benthos (malgré les variations nycthémerales) et sont donc plus stables et très reproductibles. Il apparaît ainsi que la dérive est un bon élément synthétique de la station. Il peut donc y avoir complémentarité entre ces deux méthodes d'investigation.

3) En l'absence de toute perturbation, certains paramètres de dérive sont très stables au long d'un cours d'eau, de station à station. C'est le cas de la densité de dérive (généralement voisine de 1 individu/m³) et de l'équitabilité J' [entre 0,75 et 0,80 dans le Mornantet (Rhône)]. Par contre, il existe une zonation amont-aval dans la composition faunistique de la dérive, se traduisant à la fois par une succession de taxons étroitement localisés et par des variations de densité pour d'autres zonation n'altérant par la constance des paramètres définis précédemment comme stables.

4) Sous l'influence d'une pollution organique les précédents paramètres subissent des variations plus ou moins grandes (Tableau III).

Les densités d'émergence et de dérive inerte et aquatique tendent à augmenter plus ou moins fortement. Par contre, la richesse, la diversité et l'équitabilité tendent à diminuer. Les taxons résistants prennent une grande importance relative, aux dépens des taxons sensibles aux perturbations.

Les rythmes nycthémeraux généraux peuvent être estompés ou, au contraire, amplifiés, suivant que la pollution modifie radicalement les peuplements en place ou qu'elle les module seulement.

Par ailleurs, un certain nombre de taxons d'eau propre peuvent traverser ou pénétrer profondément dans le secteur pollué, en effectif plus ou moins réduit; d'autres sont « bloqués » dès le rejet.

Suivant la nature et l'intensité de la pollution la dérive semble être modifiée de façon plus ou moins grande. Elle permettrait alors, si cela se confirmait, de pouvoir « doser la dimension des pollutions ».

La dérive peut donc traduire la spécialisation des peuplements aquatiques par des variations de sa richesse et de sa densité. Il est cependant nécessaire de multiplier les prélèvements, notamment dans des situations différentes, pour en acquérir la certitude.

TABLEAU III
Variations de certains paramètres de dérive en fonction d'une pollution.

	Furans		Mornantet (automne)		Mornantet (printemps)	
	amont	aval	amont	aval	amont	aval
Densité de dérive (faune aquatique) (n/m ³)	0,78	1,16	1,77	2,16	2,65	12,35
Densité de dérive (faune émergente) (n/m ³)	0,01	0,02	0,06	6,20	0,15	7,22
Densité de dérive inerte (cm ³ /100 m ³)	45	34	6,80	10,70	16	58
Richesse spécifique (S)	47	41	53	29	33	34
Indice de diversité (H')	3,04	2,0	2,38	1,45	3,62	2,57
Équitabilité (J')	0,55	0,41	0,42	0,30	0,72	0,51

PERRIN (Jean-François). — **Signification écologique des peuplements benthiques du Haut-Rhône français.** Thèse de Doctorat 3^e cycle, soutenue le 22 décembre 1978 à l'Université. Claude Bernard, Lyon I, (171 p.). (Jury: MM. ROUX (Président), DECAMPS, LEVEQUE, PATTEE, SAYEY).

Les recherches effectuées concernent le Haut-Rhône français actuellement non aménagé, c'est-à-dire 125 km environ du cours de ce fleuve entre Seyssel à l'amont et Lyon à l'aval. Les travaux présentés dans le mémoire de thèse portent sur la structure des peuplements benthiques, invertébrés et poissons. A la lumière des résultats obtenus, l'auteur tente de dresser un bilan de la qualité biologique actuelle du fleuve.

La première partie du mémoire fournit, une description détaillée du milieu: géographie et géologie du fleuve dans son bassin versant, situation des stations d'étude, régime hydrologique, caractéristiques physico-chimiques de l'eau. Les nombreuses mesures effectuées, présentées sous forme de graphiques pratiques, montrent que les eaux du Rhône sont fortement minéralisées, calcaires, à turbidité généralement faible. En temps normal, le Haut-Rhône n'est pas affecté par des pollutions graves, la teneur en oxygène dissous est bonne, favorable à une intense activité biologique. Les caractères mésologiques du fleuve correspondent à ceux d'un grand cours d'eau à productivité biologique élevée. Le Haut-Rhône est cependant soumis périodiquement aux intenses pollutions que constituent les vidanges des retenues des barrages hydroélectriques de Verbois et de Génissiat; ces vidanges se traduisent par un taux de matières en suspension extrêmement élevé, des teneurs en azote ammoniacal létales pour les poissons et des chutes de la teneur en oxygène dissous allant parfois jusqu'à l'anoxie totale du milieu pendant quelques heures.

La deuxième partie est consacrée à l'étude des macroinvertébrés benthiques, prélevés dans le fleuve en utilisant la technique des substrats artificiels. La répartition longitudinale des invertébrés a été examinée sur un cycle d'une année entre Seyssel et Lyon (12 stations) et au cours de plusieurs cycles annuels dans la région de Brégnier-Cordon. La macrofaune benthique est très diversifiée, plus de 100 taxa ont été reconnus. Les Gammarus dominent largement (70 à 90 % des organismes récoltés) avec les larves de Trichoptères (surtout *Hydropsyche*) et d'Ephéméroptères (*Heptagenia sulphurea* dominant). A signaler la découverte de la larve d'une espèce d'Ephémère nouvelle pour la France, *Raptoabaetopus tenellus*, larve qui présente la remarquable particularité pour un Ephéméroptère européen

d'être carnivore. L'ensemble des données obtenues a été traité en utilisant l'analyse factorielle des correspondances. Si l'on ne considère que la faune littorale du chenal principal, on ne relève pas de zonation longitudinale sur tout le secteur étudié, la répartition est homogène, ce qui est en accord avec les analyses physico-chimiques de l'eau. Par contre, il existe 3 périodes importantes au cours de l'année: le printemps, l'été et une « période froide », chacune étant caractérisée par une faune particulière. Cette répartition est moins marquée les années à forts débits, par exemple 1977, que les années à faibles débits, par exemple 1976.

La réalisation de transects de substrats artificiels a été tentée à plusieurs reprises sur le chenal principal du fleuve, zone dans laquelle la vitesse du courant est particulièrement forte. Perturbés par les conditions hydrologiques très défavorables de 1977 et 1978, ces essais n'ont que très partiellement réussi; cependant la comparaison des différentes technologies utilisées a permis de sélectionner celles qui sont susceptibles de donner des résultats positifs à l'avenir. La réalisation de transects sur les bras latéraux est par contre plus facile. Les différents résultats obtenus, indiquent que le milieu du chenal est peu peuplé, par opposition aux zones littorales et aux bras latéraux où la faune est plus diversifiée et plus stable. On constate également que les espèces se répartissent transversalement de manière différente selon leurs affinités pour le courant et leurs sensibilités à l'instabilité du substrat.

Enfin, une discussion sur la valeur représentative des substrats artificiels, est abordée sous le triple aspect qualitatif, quantitatif et dynamique. Il en ressort que dans le milieu littoral ces appareils offrent aux organismes un substrat stable dans un milieu lui-même stable, alors que dans le chenal profond ils fournissent ce même substrat stable dans un milieu où le substratum est très instable. Ainsi, par cette technique, on obtient une image assez fidèle des peuplements en milieu littoral, alors que dans le chenal elle reflète plutôt le potentiel de colonisation du milieu par les organismes issus de la dérive.

La troisième partie de ce travail traite des relations trophiques entre quelques poissons benthiques et les invertébrés, en particulier l'examen porte sur la loche franche (*Noemacheilus barbatulus*) et le chabot (*Cottus gobio*). La méthode d'analyse des contenus digestifs de Hynes, dite « méthode des points » a été modifiée pour la rendre plus satisfaisante du point de vue théorique et pratique. Les résultats montrent que ces deux poissons se nourrissent à partir des éléments dominants du benthos, cependant la loche capture préférentiellement les Chironomes alors que le chabot exploite plutôt les *Hydropsyche* et les Gammarus. L'utilisation

de la faune benthique par les poissons est discutée en élargissant le problème aux autres espèces de poissons benthiques du Rhône.

La dernière partie du mémoire est une discussion approfondie sur la signification écologique des peuplements benthiques du Haut-Rhône et la typologie de cette partie du fleuve. Une analyse méthodique de la faune actuelle, invertébrés et poissons, conduit à considérer le Haut-Rhône comme un épipotamon, correspondant du point de vue piscicole à la zone à Barbeau. Si l'on compare alors ces résultats biologiques avec les caractères mésologiques du fleuve, on constate que ce cours d'eau correspond en réalité à un hyporhithron dégradé, c'est-à-dire à une zone à Ombre, d'où l'Ombre a virtuellement disparu. Cette dégradation est attribuée en grande partie aux effets très néfastes des vidanges triennales des réservoirs des barrages de Verbois et de Génissiat. Il faut y ajouter également les pollutions chroniques, plus faibles il est vrai, apportées par les affluents du fleuve. Cet état actuel du Haut-Rhône est situé par rapport à celui des autres grands fleuves européens, notamment le Rhin et le Danube dans leurs parties comparables, c'est-à-dire leur cours supérieur. En estimant que le Haut-Rhône n'est pas actuellement atteint de manière irréversible, l'auteur insiste sur la nécessité de prendre toutes les mesures nécessaires à la sauvegarde de ce milieu avant que les agressions dont il fait ou fera l'objet ne l'affectent de manière irréversible.

INGRAIN (Ph.). — **Observations sur la glandée, la germination, la croissance et la survie des semis de chêne (*Quercus sessiliflora* Ehrh.) dans deux parcelles de la forêt de Fontainebleau.** Thèse de 3^e cycle, Université de Paris-Sud, Orsay, 1979, 144 p. (Jury : P. CHAMPAGNAT, M. LACOSTE, G. LEMÉE, M^{me} VARTANIAN, H. OSWALD).

Les problèmes posés par la régénération naturelle du chêne dans les forêts du Bassin parisien ont conduit à des recherches sous la direction du Centre national de recherches forestières de Nancy-Amance avec le soutien de la DGRST. Associé à ce programme, le laboratoire d'Ecologie végétale d'Orsay a entrepris des recherches dont une partie fait l'objet de la présente Thèse

Deux parcelles sur sol très différent, soumises à des coupes de régénération, ont été retenues : l'une dans la plaine du Rosoir près de Moret (parcelle 442) sur sol sableux bien drainé recouvrant la meulière de Brie, l'autre dans le bois de la Rochette près de Melun (parcelle 806) sur sol sablo-limoneux à nappe tempo-

raire d'une terrasse pliocène. Le sol de la première parcelle est actuellement un sol ocre-podzolique à réserve hydrique utile faible (40-45 mm de précipitations) et s'épuisant totalement en période sèche, alors que celui de la seconde est un sol lessivé acide à pseudo-glei avec une nappe oscillant entre une dizaine de cm et plus d'un mètre sous la surface et une réserve utile de 73 à 88 mm.

La composition floristique est celle des chênaies acidiphiles du *Quercion robori-petraeae*, avec tendance envahissante de la fougère-aigle sur le sol ocre-podzolique et abondance de *Molinia coerulea* dans la parcelle sur sol à pseudo-glei. L'état actuel du peuplement arborescent montre une densité proche de 80 arbres/ha dans les deux parcelles pour une densité initiale de 175 arbres/ha dans la parcelle 442 et de 120 dans la parcelle 806. Le recouvrement horizontal des couronnes, mesuré par photographies hémisphériques, était en 1976 de 65 à 70 %.

Les glandées sont fréquentes : quatre en huit ans (1969, 71, 73, 76). La glandée de 1976 a fait l'objet d'une étude quantitative et qualitative ; sur une production totale de 260 à 500 glands/m² selon la parcelle, 56 à 70 % étaient intacts, les autres étant attaqués par des larves d'insectes ou par des rongeurs, mais en partie susceptibles de germer. La chute s'est échelonnée entre septembre et novembre. L'analyse biométrique des glands, prenant en compte la longueur, la plus grande largeur et le poids frais, a mis en évidence un ensemble homogène en 442, mais non en 806 où trois populations ont été décelées, toutes avec des glands plus courts et moins lourds qu'en 442. La production en matière sèche a été de 3 à 4 kg/m² de glands bien développés et s'est élevée à 4-5 kg/m² en y comprenant les glands avortés et les cupules. Au printemps 1977, 69 % des glands intacts ont donné des jeunes plantes dans la parcelle 442 contre 85 % dans la parcelle 806 ; cette différence est due essentiellement à la chute plus précoce des glands dans la parcelle 442 qui ont développé leur radicule dans un sol encore très sec : 18 % des glands ont ainsi subi une dessiccation de leur radicule.

L'étude de la croissance des semis a été faite en 1976 sur des glands transplantés en provenance d'une autre parcelle de la forêt qui avait alors produit une petite glandée, et en 1977 sur la glande abondante de 1976. En 1976, bien que tous les plants aient eu même origine, la survie à la sécheresse fut différente suivant la précocité de l'apparition de la tige feuillée et suivant la station : les plants les plus précoces résistèrent mieux à l'assèchement du sol dans la parcelle 806, mais furent les seuls survivants dans la parcelle 442, où la réserve d'eau utile est très faible. Ainsi la mortalité fut de 45 % en 806 et de 78 % en 442. Parmi les semis

survivants, nombreux furent ceux qui, ayant perdu par dessiccation leur bourgeon terminal et même une portion de tige, produisirent en 1977 des rejets à partir de bourgeons latéraux : 65 % en 442, 45 % en 806 où ils se trouvaient surtout sur les semis les plus tardifs de 1976. Aucune pousse de la Sainte-Jean n'a été observée en 1976.

Simultanément avec ces observations sur chênes sessiles, des observations ont été faites avec des lots de glands d'hybrides chêne pubescent $\times$ chêne sessile en provenance d'une autre partie de la forêt, plantés à proximité des précédents. Ces derniers ont montré une levée beaucoup plus importante que les glands de chêne sessile : 60 et 75 % des glands, soit 20 % de plus. La mortalité au cours et à la suite de la sécheresse de 1976 fut seulement de 57 % dans la parcelle 442, soit 20 % de moins que celle du chêne sessile, alors qu'elle s'élevait à 60 % dans la parcelle 806, soit 15 % de plus que celle du chêne sessile. Cependant la croissance au cours de l'année 1977 s'est montrée faible dans les deux parcelles par rapport à celle du chêne sessile et laissait mal augurer de la survie de ces hybrides. Ainsi, bien que les chênes hybrides se soient révélés plus résistants à la sécheresse, caractère hérité du chêne pubescent, leur implantation dans les peuplements de chêne sessile pur, en conditions plus mésophiles, paraît difficile.

En 1977, les semis issus de la glandée de 1976 n'ont subi qu'une mortalité négligeable. Leurs mensurations n'ont montré aucune différence dans la hauteur de la tige après la fin de la croissance, mais un nombre de feuilles significativement plus grand ainsi que leur surface pour la population de la parcelle 442, ce qui a conduit à une surface totale par pied de 35 cm² alors qu'elle n'était que de 19 à 23 cm² dans la parcelle 806. Cette différence de surface foliaire est l'indice d'une productivité photosynthétique des semis de la parcelle 442 plus grande que celle des semis de la parcelle 806. Les individus ayant formé une pousse de la Sainte-Jean représentent dans les deux parcelles une proportion peu différente, de 13 et 17 % respectivement, mais la surface foliaire supplémentaire ainsi formée est là encore plus grande pour la population de la parcelle 442.

La croissance des plantes issues de glands des deux parcelles a fait l'objet d'une étude expérimentale en serre sur un même sol (horizon humifère A1 de 442) et dans des conditions d'humidité optimales. Deux lots de glands de poids différent ont été constitués pour la parcelle 442 et quatre lots pour la parcelle 806, ce qui a conduit à mettre en évidence une corrélation étroite entre le poids des glands et la croissance (hauteur de la tige, surface foliaire, poids de matière sèche

totale) : ainsi comme dans les conditions naturelles les semis de la parcelle 442 se sont montrés plus robustes.

Ce travail montre que, outre l'influence bien connue de l'éclairement sur les jeunes chênes, l'état hydrique du sol peut exercer une action sur l'implantation des semis. Si la production de glands viables n'est affectée ni par la présence d'une nappe perchée à fluctuations saisonnières, ni par des conditions exceptionnelles de sécheresse climatique, par contre la survie et la croissance des semis de première année sont dépendantes des périodes de sécheresse sur les sols sableux à faible réserve hydrique qui occupent la plus grande partie de la forêt de Fontainebleau. L'étalement de la reprise printanière de la croissance est alors un facteur décisif, les pieds les plus précoces ayant la plus grande chance de survie. La présence d'une nappe proche de la surface au début du printemps n'a pas eu d'influence défavorable sur la croissance des semis la première année. On a constaté par ailleurs des différences dans la réaction à la sécheresse selon l'origine des glands : les chênes sessiles de Fontainebleau appartiennent en effet à des populations génétiques différentes dont la localisation permet, à la suite de ces observations, de retenir l'hypothèse d'une sélection par les conditions hydriques stationnelles. Cette remarque plaide en faveur de la technique de la régénération naturelle des chênaies.

RAFFENOT (Jacqueline). — Les biphényles polychlorés et leur comportement dans un écosystème de rivière : le Furans (Ain). Thèse de 3^e cycle en Ecologie Fondamentale et Appliquée des Eaux Continentales, Université Claude Bernard Lyon I et Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, soutenue le 31 octobre 1979 (Jury : MM. PATTEE, GINET, LORQUE, RICHOU-BAC).

Dans une première partie, une étude bibliographique situe l'ampleur de la contamination de l'environnement par les biphényles polychlorés (PCB) et leur impact à long terme sur les êtres vivants et par extension sur les biocénoses.

Une deuxième partie illustre le phénomène de l'accumulation de ces substances chimiques dans le biotope et de leur bioconcentration le long des chaînes alimentaires, dans un écosystème d'eau courante : le Furans (Ain) :

— la concentration progressive à partir de l'eau, par les sédiments et les végétaux, par les invertébrés benthiques, et par les poissons, peut s'exprimer respectivement par les rapports 1, 10, 200 et 1 500 ;

— d'une façon générale, on constate une progression de la contamination de l'amont vers l'aval du

cours d'eau due en partie à un apport de PCB par les eaux de l'Arène;

— l'étude de 1975 à 1978 montre une forte dépression en 1976 par rapport aux autres années, que nous avons attribuée à la sécheresse exceptionnelle qui a sévi cette année-là;

— une étude particulière de l'accumulation de PCB chez les poissons met en évidence:

- une accumulation différente selon les espèces;
- une accumulation différente selon les tissus ou organes avec prédominance dans la graisse, les branchies et le foie;

- une proportionnalité entre la concentration des PCB dans les muscles de truites et leur teneur en lipides, proportionnalité non respectée si on compare des organes différents d'une même espèce ou des espèces différentes;

- aucune corrélation évidente n'a pu être établie entre la concentration en PCB et la taille des individus chez les truites;

- quelques hypothèses sont faites sur les relations entre la contamination par les PCB et la physiopathologie des poissons;

- quelques données sur les muscles de poissons évoquent pour comparaison la contamination du Furan par le mercure;

- enfin sont donnés les niveaux de la contamination des milieux aquatiques dans la région Rhône-Alpes.

LEGIER (Pierre). — **L'Écologie des ruisseaux temporaires de Provence et les informations qu'elle apporte sur la naissance, la maturation et la structure d'un écosystème d'eau courante.** Thèse de doctorat d'Etat soutenue le 14 novembre 1979 à l'Université de droit, d'Economie et des Sciences d'Aix-Marseille (Jury: MM. H. DECAMPS, A. CHAMPEAU, J. GIUDICELLI, J. DAGET, J. C. LEPEUVRE, R. AMAR).

L'auteur expose les résultats de recherches réalisées sur un type d'écosystème très fréquent en région méditerranéenne et qui, jusqu'à présent n'avait pas encore fait l'objet de recherches précises et suivies.

Le chapitre d'introduction fait le point des connaissances sur les écosystèmes lotiques intermittents.

La première partie du mémoire analyse, d'une part, les conditions de vie dans ces cours d'eau et, d'autre part, les modalités de survie des invertébrés aquatiques lors de l'assec et la colonisation des biotopes à la remise en eau.

Trois ruisseaux temporaires ont été retenus. Bien que géographiquement proches ils présentent des dif-

férences dans leur mode d'alimentation en eau: deux sont alimentés essentiellement par les eaux de ruissellement, le troisième reçoit en outre l'apport de la nappe phréatique.

Les composantes abiotiques de cet écosystème et leur évolution saisonnière ont été étudiées: débit, courant, substrat, température, facteurs chimiques. Le cycle hydrologique passe par quatre étapes bien définies: phase d'inondation, phase inondée, phase d'exondation, phase exondée.

Le problème de la résistance des organismes aquatiques pendant l'assec est pris en compte pour les différents groupes taxonomiques. Les observations et les expérimentations réalisées confirment les données de la littérature pour plusieurs catégories d'invertébrés (Crustacés Copépodes et Ostracodes, Diptères Céatopogonides et Chironomides, Plécoptères, Trichoptères Limnephilides).

Des données nouvelles sont apportées à propos de la survie du Gastéropode *Ancylus fluviatilis*: lors de l'assèchement, les Ancyles suivent le retrait de la nappe phréatique et se fixent, dans la profondeur de substrat, sur des galets au niveau de la frange capillaire; l'animal forme un bouchon de mucus et survit ainsi à l'assec des biotopes de surface. Une telle survie n'est possible que dans les ruisseaux à fond de cailloux et de galets où la nappe phréatique reste proche de la surface en été.

L'auteur montre que, contrairement à ce qui se passe chez la faune des mares temporaires, il n'existe pas dans le peuplement des ruisseaux temporaires des espèces présentant une diapause obligatoire dont la levée nécessite un assèchement du biotope. Il en conclut qu'il n'y a pas d'espèces strictement inféodées aux ruisseaux temporaires.

La colonisation des ruisseaux à leur remise en eau a trois origines:

- dans les biotopes où la nappe phréatique est peu profonde et où le substrat est formé d'éléments grossiers, les premiers colonisateurs sont des petits invertébrés qui ont trouvé refuge en été dans l'eau souterraine et qui remontent en surface dès que commence la phase d'inondation;

- une colonisation par voie aérienne d'imagos migrants qui s'installent dans le nouveau biotope ou qui viennent y pondre;

- des apports d'organismes aquatiques depuis les secteurs d'eau permanente.

La dérive, en tant que facteur de recolonisation a fait l'objet de recherches approfondies, elle apporte de nombreux résultats significatifs:

- après la remise en eau, la dérive permet la dispersion des jeunes larves écloses, des œufs déposés

avant et après l'assec; elle dissémine aussi les organismes adultes qui se sont réfugiés en été dans les collections d'eau permanente;

— elle permet une colonisation rapide des biotopes et une occupation des places vides;

— l'équitabilité des espèces récoltées dans la dérive est supérieure à celle des espèces du benthos; ainsi, la dérive permettrait une homogénéisation du peuplement des ruisseaux temporaires.

L'auteur a ensuite cherché à caractériser la faune des ruisseaux temporaires étudiés par rapport à celle d'un cours d'eau permanent voisin. A cet effet, il a établi, à la suite de calculs, un classement des espèces du cours d'eau permanent en fonction de l'amplitude de leur habitat. Il apparaît, à la confrontation, que la communauté d'invertébrés des ruisseaux temporaires est constituée principalement d'espèces banales à large amplitude d'habitat.

Au terme de cette première partie, apparaissent de nombreux résultats sur l'écosystème des ruisseaux temporaires; parmi les plus importantes on retiendra :

— la présence d'une communauté d'organismes aquatiques dans le sous-écoulement;

— l'importance de la dérive dans la colonisation des biotopes et dans la structuration des biocénoses;

— la large valence écologique des espèces constituant la communauté des Invertébrés des ruisseaux temporaires.

**

La deuxième partie du mémoire est consacrée, d'une part, à l'installation et à l'évolution saisonnière des communautés et, d'autre part, à la définition du modèle d'organisation de ce type de communauté.

Le premier niveau trophique est constitué par :

— le périphyton, dont la mise en place a été étudiée à l'aide de supports immergés; il semble atteindre sa densité et sa diversité maximum au bout d'un mois;

— par des débris végétaux d'origine exogène qui pénètrent dans le sous-écoulement jusqu'à 60 cm de profondeur et constituent une réserve de nourriture disponible pour la faune dès la remise en eau.

La mise en place et le développement des communautés animales ont été étudiées en établissant les courbes cumulatives d'apparition et de disparition des espèces au cours d'un cycle hydrologique et en considérant l'évolution de la diversité et de l'équitabilité, de la densité des groupes zoologiques et des espèces les plus abondantes

Il apparaît que l'évolution des peuplements est très différente selon la nature du substrat des ruisseaux :

— les ruisseaux à substrat de cailloux et de galets,

où persiste en été une faune rémanente dans le sous-écoulement, acquièrent un important contingent d'espèces dès la remise en eau; le peuplement s'enrichit pendant les 3 premiers mois du cycle hydrologique puis se stabilise jusqu'à l'assec;

— les ruisseaux à substrat imperméable, formé par la roche mère, hébergent des communautés plus pauvres en espèces, qui s'édifient par l'arrivée de population allochtones; ici le peuplement est plus instable et le dernier stade de l'évolution se traduit par un vieillissement de l'écosystème avec des phénomènes d'eutrophisation suivis de la mort des organismes concentrés dans des flaques résiduelles en cours d'assèchement.

L'auteur s'est ensuite attaché à mettre en évidence, dans le cours d'eau permanent de référence et dans les ruisseaux temporaires, des structures biocénétiques correspondant à des modèles de distribution log-normaux.

Dans le cours d'eau permanent les modèles log-normaux ne sont pas toujours valables au niveau de la station ou de la zone, mais plutôt au niveau de sous-systèmes correspondant à la synusie, définie par la communauté peuplant un type de substrat.

A partir de cette constatation, il a envisagé l'évolution d'une communauté du cours d'eau permanent après sa destruction consécutive à une crue. Il a constaté que le cortège faunistique initial se reconstitue rapidement grâce à la dérive, mais que le peuplement s'organise lentement vers un modèle log-normal. Ces constatations lui permettront l'évolution de la structure des communautés temporaires et de préciser l'importance de la dérive dans la structuration des biocénoses lotiques.

L'étude de l'organisation des communautés lotiques temporaires et de son évolution a été conduite suivant la même méthode (application des modèles d'organisation logarithmiques). Les différents biotopes, caractérisés par la nature du substrat, hébergent des peuplements qui sont organisés suivant le modèle log-normal. Cependant, contrairement aux synusies des systèmes permanents, celles des cours d'eau temporaires correspondent à un modèle tronqué.

De plus, les ruisseaux « semi-permanents » (avec persistance, en été, du sous-écoulement) constituent des écosystèmes mieux structurés que les cours d'eau temporaires *sensu stricto*. En effet, chez les premiers, les biotopes portant des communautés de structure log-normale hébergent 80 % de la biocénose totale du ruisseau, chez les seconds seulement 35 %. L'existence d'une biocénose « mieux équilibrée » dans les ruisseaux semi-permanents est ici encore en rapport avec

la présence d'une nappe phréatique qui, en atténuant les manifestations hydrologiques brutales du milieu, détermine une évolution plus lente des biotopes et une meilleure organisation des synusies.

Dans sa conclusion l'auteur a associé les résultats présentés dans les deux parties de la thèse en développant une hypothèse sur l'importance de la dérive dans le fonctionnement des systèmes lotiques :

- la dérive intéresserait des individus non encore intégrés dans des structures biocénétiques log-normales ou qui seraient exclus de ces structures par le jeu de la compétition, ces organismes devenant alors des colonisateurs potentiels des biotopes d'aval;

- elle assurerait le maintien des structures biocénétiques log-normales par un renouvellement des individus des populations;

- elle permettrait la formation de nouvelles structures sociologiques log-normales, d'une part, dans les cours d'eau temporaires après chaque destruction périodique et d'autre part, dans les cours d'eau permanents après chaque destruction accidentelle (crue, pollution) de la communauté.

Ce mémoire apporte une contribution fondamentale à la connaissance d'un écosystème dont l'organisation et le fonctionnement étaient encore presque totalement inconnus, malgré l'extension géographique et l'importance dans le monde méditerranéen des écoulements temporaires.

TERZIAN (E.). — **Ecologie des mares temporaires de l'isoetion dans la Crau et l'Estérel (France).**
Thèse de 3^e cycle en Ecologie Méditerranéenne soutenue le 13 novembre 1979 (Jury : MM. J. GIUDICELLI, A. CHAMPEAU, L. BIGOT, M. NOURISSON, M. TETART).

Ce travail constitue un apport à la connaissance des milieux temporaires d'eaux douces du type lentique de la Crau et de l'Estérel. Les stations choisies portent l'association végétale à *Isoetes velata*, espèce localisée à quelques stations seulement dans le sud-est de la France. Ces biotopes naturels, dont la végétation et son évolution temporelle et spatiale ont été étudiées par les botanistes, présentent un intérêt certain pour l'étude faunistique.

L'analyse écologique des communautés animales de neuf stations (quatre grandes mares dans la Crau et dans l'Estérel et une série de mares cupulaires ou « rook-pools » dans l'Estérel) a été réalisée d'un point de vue descriptif et dynamique.

Après une brève description des biotopes étudiés, sont précisées les caractéristiques abiotiques des stations

et des méthodes d'études; l'évolution temporelle de la composition et de la structure des communautés animales stationnelles ont été suivies au cours d'un cycle hydrique, puis au cours de la phase d'assèchement qui a succédé.

L'inventaire faunistique du peuplement des invertébrés groupe 192 espèces réparties principalement parmi les Crustacés et les Insectes. Des espèces rares ont été trouvées — ou retrouvées — dans le midi méditerranéen français.

Les variations de la richesse spécifique, de la diversité (indices de Shannon et de Weaver) et de la densité des populations ont montré que ces biotopes temporaires, riches en espèces (pour les grandes mares) présentent de fortes variations saisonnières. Les variations du niveau d'eau, de la température et le cycle même du développement des espèces (espèces sédentaires et migratrices) influencent, d'une manière prépondérante, la composition biotique des communautés au cours du cycle annuel.

Dès la remise en eau, après l'assèchement estival, l'évolution des écosystèmes temporaires conduit à une complexité croissante et progressive du fonctionnement.

Dans les grandes mares, le phénomène d'immigration d'espèces aérées (65 % des espèces), à partir d'autres milieux en eau occasionnent en automne et au printemps, les principales variations de la richesse spécifique et de l'effectif des populations. Dans les petites cuvettes, ce phénomène est négligeable. En effet, ces dernières sont peu favorables à l'installation de nombreuses espèces, en raison de l'irrégularité et de la brièveté des cycles hydrologiques. La richesse maximale est rapidement atteinte au cours d'un cycle : les courbes cumulatives d'apparition des espèces montrent un palier dès le début de l'hiver, traduisant l'arrêt de l'apport d'espèces nouvelles dans le biotope.

Les biotopes temporaires sont fortement dépendants, pour leur colonisation, des milieux permanents.

Pour mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème mare, les relations trophiques interspécifiques (prédation, compétition) sont établies avec l'élaboration (à partir d'analyses de contenus stomacaux et des données bibliographiques) d'une chaîne alimentaire synthétique dans les grandes mares d'une part et dans les cuvettes d'érosion d'autre part, où la faible richesse permet une meilleure étude des réseaux trophiques.

L'étude d'un milieu aquatique temporaire conduit, tout naturellement, à chercher le devenir du peuplement au cours de l'assèchement. Les espèces aérées fuient; d'autres meurent sur place et constituent une nourriture de choix pour les organismes terrestres qui

s'installent. Enfin, certaines espèces présentent des formes de résistance à la dessiccation estivale. Ce sont des espèces sédentaires qui réalisent totalement leur cycle biologique dans le même biotope. L'assèchement est alors indispensable à la poursuite de leur développement.

La forme de résistance peut être réalisée au stade de l'œuf. C'est le cas de nombreuses espèces d'Entomostracés. Chez l'Anostracé *Tanymanix stagnalis*, des hypothèses sur le déterminisme des éclosions des œufs de résistance sont émises. Le stade immature peut, pour d'autres organismes, présenter des adaptations aux milieux temporaires. Entre autres exemples sont données les cas des Coléoptères *Hydrophilidae Berosus affinis algericus* et *B. signaticollis*, chez qui la nymphe a lieu dans le sédiment pendant l'été. Enfin la dernière modalité de résistance à l'assèc estival peut-être réalisée au stade imaginal (Mollusques, Ostracodes...).

Le dernier chapitre réalise une synthèse des données obtenues d'après les mares de l'Estérel et met en évidence, à la suite des études des phytosociologues, une succession écologique spatiotemporelle dans les trois grandes mares d'une part et dans les mares cupulaires d'autre part. Cette succession est visualisée sur le terrain par l'installation progressive dans le temps de l'espèce végétale *Isoetes velata*.

La physionomie d'un écosystème, avec ses deux composantes abiotique et organique, évolue de façon progressive, en fonction du vieillissement, conséquence d'une accumulation de matière organique, de modifications artificielles ou naturelles du biotope (notamment comblement des dépressions, avec raccourcissement des phases hydriques).

Cette évolution conduit d'un stade pionnier simple vers un stade plus complexe où se réalise une occupation plus étroite et plus complète des différentes niches écologiques offertes ainsi qu'une complication de plus en plus grande des réseaux alimentaires. Le

stade pionnier se caractérise par la présence d'espèce peu exigeantes. L'équitabilité, soit la répartition des individus au sein des espèces, est inégale. Quelques espèces seulement dominent dans la communauté.

La complexité maximale de l'écosystème est atteinte avec le développement maximal de l'*Isoetion*.

A ce stade la richesse spécifique, la diversité et l'équitabilité y sont les plus élevées, témoignant ainsi d'un meilleur fonctionnement général de l'écosystème. La dominance numérique est réalisée dans la communauté animale par un groupe d'espèces et non plus par un groupe d'espèces et non plus par quelques espèces. Les relations interspécifiques s'accroissent, de nombreux organismes possèdent un régime varié.

L'occupation des différentes niches écologiques est maximale. Ce stade peut être comparé, par extension, à un stade eutrophe comme dans l'évolution d'un lac.

Enfin, la phase ultime de l'évolution est représentée dans une grande mare et plus nettement encore, dans deux mares cupulaires de la série étudiée; dans ces mares le phénomène de comblement entraîne le raccourcissement de la phase inondée et une irrégularité de la durée des cycles hydrologiques. Certaines espèces ne pouvant réaliser entièrement leur cycle biologique sont éliminées. La richesse et la diversité diminuent fortement; les relations inter-spécifiques se simplifient.

On arrive ainsi à prévoir l'évolution de chaque mare et de chaque cuvette, à partir de leur stade actuel, en tenant compte des espèces aquatiques présentes, dont certaines caractérisent le degré de l'évolution par leur optimum écologique.

Ce travail a été conçu avec une double préoccupation: celle d'apporter une contribution à la connaissance du fonctionnement général des milieux aquatiques temporaires de type stagnant et celle de retrouver au niveau des communautés animales le même type de succession écologique spatiotemporelle mise en évidence par les phytosociologues.

ANALYSES D'OUVRAGES

Je pense qu'il serait très important que tous nos membres envoient régulièrement au Secrétaire Général, le titre et une brève analyse des travaux qu'ils effectuent. Je veux dire, en quatre ou cinq lignes. Bien entendu, sauf s'il s'agit de résumés de thèses, qui restent toujours extrêmement souhaitables, et dont on souhaite qu'ils soient très développés, et éventuellement avec figures à l'appui.

Le Secrétaire Général,
C.D.D.

L. LEGENDRE et P. LEGENDRE. — *Écologie numérique.*

Tome 1 : *Le traitement multiple des données écologiques.* Tome 2 : *La structure des données écologiques.* Collection d'écologie, Masson éditeur. N° 12, 1979, XV + 197 p., 88 F. N° 13, 1979, 247 p., 95 F.

Cet ouvrage en deux volumes est remarquable, car c'est le premier, à notre sens, qui décrit les méthodes de traitement mathématique de données spécifiquement écologiques, en l'occurrence les matrices espèces-stations. De plus il est écrit pas des écologistes pour des écologistes, ce qui abaisse certaines barrières de langage. Chaque méthode présentée est assortie d'exemples d'application référencés dans la littérature écologique. Enfin un lexique français-anglais de l'écologie numérique apporte une aide précieuse à la compréhension des éléments les plus techniques de la littérature anglaise.

Le premier tome décrit les différents procédés d'analyse numérique des données écologiques. Il commence par donner un abrégé de calcul matriciel, base du traitement des matrices écologiques et véritable initiation aux méthodes multivariées. Puis il montre les possibilités mal connues de l'analyse dimensionnelle en écologie. Sont ensuite présentées et discutées les méthodes

permettant de concentrer l'information apportée par les descripteurs d'un écosystème (les espèces) et leur relation avec les variables de milieu (information réciproque), en particulier les mesures informationnelles ou non de la diversité. Le dernier chapitre, plus technique, montre la façon de représenter les données multidimensionnelles.

Le tome 2 est tout entier consacré à la façon de mesurer et grouper les ressemblances entre données écologiques, que ce soit les descripteurs (espèces) ou les objets (stations ou relevés). Sont d'abord décrits les classiques coefficients d'association, de similarité, de distance et il est soigneusement indiqué comment les choisir. Puis les méthodes d'analyses factorielles sont expliquées (en particulier analyse en composantes principales et analyse des correspondances) ainsi que l'interprétation des structures ainsi mises en évidence (en particulier analyse discriminante et corrélations canoniques). Enfin l'analyse des séries écologiques, en particulier chronologiques, fait l'objet des 2 derniers chapitres.

Les sujets abordés sont complexes et rebutent habituellement l'écologiste dans leur formulation mathématique. Le mérite des auteurs est, sans trahir cette formulation, de préciser toujours soigneusement les

domaines et conditions d'applications des méthodes (des tableaux dichotomiques sont même prévues pour cela) et d'en expliquer longuement et clairement la signification écologique. Cet ouvrage permet maintenant de traiter les données écologiques en connaissance de cause.

M. BOURNAUD

J. VIEIRA DA SILVA. — *Introduction à la théorie écologique*. Collection d'écologie, Masson éditeur n° 14, 1979, 110 p.

Le but de cet ouvrage est de présenter quelques-uns des principes fondamentaux de l'écologie sous une forme concise et théorique. C'est, comme nous le dit l'auteur, une introduction à l'abondante littérature qui s'attaque à ces questions. En une dizaine de chapitres divers sujets sont traités, tels que les flux d'énergie, les cycles de la matière, la diversité, la niche écologique, les successions, la stabilité, la dynamique des populations. A notre avis la présentation est parfois un peu abstraite et sommaire pour être utilisable par des lecteurs « débutants » en écologie. Par contre le lecteur déjà familiarisé avec certaines notions pourra trouver dans ce livre la présentation de certaines recherches modernes. Le gros reproche que l'on peut faire à ce livre est la quantité anormalement élevée de coquilles, fautes d'orthographe, tournures incorrectes, anglicismes et phrases mal rédigées. Citons au hasard parmi une liste d'une bonne centaine : échellon, savanne, macromolécules, systèmes inversibles (pour irréversibles ?), énergie nécessaire à la manutention (?) de la température, callune (pour callune), dépenderaient, moche (au lieu de proche), décennies, téléologique, les changes successives, les changements se processent...

R. DAJAZ.

M. BOURNÉRIAS. — *Guide des groupements végétaux de la région parisienne*. Société d'édition d'enseignement supérieur, 1979. 2^e édition, 509 p. Prix approximatif : 225 F.

La première édition du guide des groupements végétaux, parue en 1968, étant épuisée, l'auteur nous en présente une version revue et largement augmentée, dans un format plus grand. Il s'agit d'un excellent ouvrage qui regroupe et synthétise des observations (en grande partie originales) faites sur la végétation du Bassin Parisien au cours de nombreuses années. Ce guide sera le compagnon obligatoire de tout botaniste et de tout écologiste, non seulement dans le Bassin

Parisien mais dans une grande partie de la France de plaine. Pour les enseignants ce sera une mine inépuisable pour les cours et les travaux pratiques.

Le plan est le suivant. La première partie présente des « notions simples et des définitions fondamentales », sur la végétation, la composition floristique des groupements et les facteurs écologiques de la répartition des végétaux. La seconde partie est consacrée à la description des groupes végétaux. Elle débute par une clé permettant d'identifier ces groupements. Puis chacun d'eux est décrit en détail : localisation géographique, biogéographie, aspect et types biologiques, évolution, flore. Beaucoup de données biologiques et écologiques sur les espèces les plus remarquables viennent compléter ces descriptions, ainsi que des renseignements sur les espèces critiques ou rares (microendémiques par exemple). Les formations menacées sont signalées, avec souvent la mention des mesures qui permettraient leur conservation. L'illustration est abondante : plus de 70 figures originales, de nombreux tableaux et beaucoup de dessins d'espèces d'après la flore de Coste. Une bibliographie complète et plusieurs index terminent l'ouvrage.

Quand on connaît les talents pédagogiques de M. Bournérias et ses vastes connaissances on comprend que cet ouvrage soit remarquable. Il faut le recommander très vivement à tous. En espérant que d'autres botanistes nous en donneront un jour l'équivalent pour les autres régions de France.

R. DAJAZ.

M. HUBERT. — *Les Araignées*. société nouvelle des éditions Boubée, 277 p., 16 pl. h.-t. en couleurs, 1979.

Animaux encore méconnus et mal aimés les araignées sont des prédateurs qui jouent un rôle important dans beaucoup d'écosystèmes. L'ouvrage de M. Hubert dans la série bien connue des « Atlas Boubée » permettra, on peut l'espérer, de répandre l'étude de ces animaux dans notre pays.

Comme dans les autres volumes de la collection, on trouve tout d'abord une partie générale : recherche, capture et conservation des araignées ; données de morphologie externe nécessaires pour la reconnaissance des espèces ; aperçu de l'anatomie et de la biologie. La partie systématique comprend un tableau des familles et pour chaque famille la clé des genres (ou des principaux genres, car les familles riches ou à systématique délicate comme les Erigonides n'ont pas pu être traitées en totalité). Les principales espèces sont signalées, dé-

crites sommairement et leur distribution géographique indiquée. L'iconographie comprend une centaine de dessins et 16 planches hors-texte en couleurs avec des photos et des dessins représentant une soixantaine d'espèces.

Cet ouvrage constitue une bonne introduction à l'étude des araignées pour tous ceux souhaitant commencer l'étude de ces Invertébrés.

R. DAJOZ.

J. CHALINE et P. MEIN. — **Les Rongeurs et l'évolution**. Doin éditeur, 1979. Un vol. 235 p.

Parmi les Mammifères les Rongeurs sont un groupe actuellement en pleine expansion. Leurs espèces sont nombreuses et leurs fossiles le sont également. Il existe en particulier une très riche faune quaternaire dont les espèces sont bien reconnaissables grâce à leurs dents. Cette faune a évolué rapidement dans le temps et elle fournit d'excellent indicateurs stratigraphiques. Mais cette richesse en espèce et cette évolution rapide font aussi des Rongeurs un matériau excellent pour la recherche des mécanismes de l'évolution. Les Rongeurs sont « les Drosophiles des paléontologistes ». L'école scientifique française tient une place importante dans ces recherches, et en particulier les deux coauteurs de ce livre.

Ce livre intéressera tous les biologistes car, à partir d'un sujet déterminé il débouche, comme l'indique son titre, sur un sujet d'intérêt général, celui des mécanismes de l'évolution.

Les grandes divisions de l'ouvrage sont les suivantes : caractères généraux des Rongeurs; méthodes d'étude de l'évolution biologique; histoire évolutive des Rongeurs; les modalités de l'évolution chez les Rongeurs; les mécanismes de spéciation chez les Rongeurs; l'évolution, un complexe cladogénétique à évolution différentielle; les Rongeurs et la théorie biologique de l'évolution. En ce qui concerne les modalités de l'évolution chez les Rongeurs les auteurs distinguent et expliquent l'anagénèse, la cladogénèse et l'évolution chromosomique. La spéciation est d'origine géographique, mais la spéciation sympatrique n'est peut être pas à exclure dans l'état actuel de nos connaissances. On notera des mécanismes intéressants de spéciation écologique chez les *Perognathus* américains. En conclusion les auteurs signalent que « toutes les données acquises ces dernières années constituent un apport important venant à l'appui de la théorie biologique (ou synthétique) de l'évolution ».

Cet ouvrage sera lu avec intérêt par tous ceux que préoccupent les questions sur l'évolution, tant débattues à l'heure actuelle.

R. DAJOZ.

R. DUCLUZEAU et P. RAIBAUD. — **Ecologie microbienne du tube digestif**. Masson éditeur, 1979, 95 p. Collection des actualités scientifiques et agro-nomiques de l'INRA, n° 2.

« Un problème complexe abordé par une science nouvelle (la gnotoxénie) depuis moins de deux décennies ». C'est ainsi que les auteurs définissent le sujet du livre. La mise au point de méthodes d'élevage d'animaux (Mammifères) dépourvus de germes ou à flore intestinale rigoureusement contrôlée, a permis de résoudre diverses questions, par exemple les interactions multiples entre les éléments de la flore intestinale, les effets des barrières microbiennes, l'action de la flore sur les défenses immunitaires de l'animal. Ces techniques ont aussi montré le rôle du régime alimentaire, l'aliment étant en partie responsable de la résistance à de nombreuses infections exogènes. Les auteurs montrent également que les antibiotiques, s'ils restent la meilleure technique pour le traitement des affections aiguës, sont de dangereux perturbateurs des barrières microbiennes. L'écologie microbienne constitue alors l'unique alternative à la lutte chimique contre les microbes nuisibles.

Voilà un intéressant livre d'écologie appliquée qui traite d'un sujet que les chercheurs français maîtrisent parfaitement et dans lequel ils ont souvent joué le rôle de précurseurs.

R. DAJOZ.

Annual review of ecology and systematics. Volume 10, 1979, 454 p. Prix : 17,5 dollars.

Ce volume, comme les précédents, renferme une série de 16 articles qui constituent d'utiles mises au point sur divers sujets d'écologie et de systématique. Chaque article est suivi d'une bibliographie extensive. Nous noterons les titres suivants. Deux articles traitent de l'écologie des *Ficus*, de leurs relations avec les insectes et de la coévolution de ces végétaux avec les espèces pollinisatrices. Quatre articles exposent la systématique et l'écologie des palmiers, les relations entre la morphologie et la démographie des végétaux, les modes de collecte de la nourriture chez les invertébrés des eaux courantes, l'évolution des cycles de la matière dans les écosystèmes au cours des successions. Un arti-

cle est consacré à l'étude des animaux granivores et à leur rôle dans les écosystèmes désertiques; ce sont surtout des oiseaux, des rongeurs et des fourmis qui mangent les graines et des mécanismes de compétition entre espèces sont la conséquence de la rareté de la nourriture. Deux articles traitent de paléocologie; l'un résume nos connaissances sur les Coléoptères du quaternaire ancien qui sont de bons indicateurs des changements climatiques et des modifications apportées par l'homme aux écosystèmes; l'autre étudie la faune des schistes de Burgess du cambrien moyen et la paléocologie de cette époque. Les autres articles sont consacrés à l'écologie des *Drosophiles* d'Australie; aux adaptations, à l'écologie et à l'évolution des Mammifères souterrains; à l'origine des plantes cultivées du Nouveau Monde; aux successions végétales et à leurs relations avec l'écophysiologie des végétaux; à la vision dans l'ultra violet; à la biogéographie et à la spéciation de la flore du sud-ouest de l'Australie.

Ce sommaire montre l'intérêt de ce volume comme source de documentation.

R. DAJOZ.

P. S. MAITLAND. — *Synoptic limnology: The analysis of British freshwater ecosystems*. Institute of terrestrial ecology, 1979, 28 p.

H. BELCHER et E. SWALE. — *An illustrated guide to river phytoplankton*. Institute of terrestrial ecology, 1979, 64 p.

Le premier fascicule est une étude d'ensemble des eaux douces de Grande-Bretagne, de leur faune et de leur flore. Une partie consacrée aux études régionales fournit des données écologiques sur diverses espèces.

Le deuxième fascicule renferme des illustrations de 109 espèces du phytoplancton d'eau douce, accompagnées d'une clé de détermination des genres et d'une description sommaire des principales espèces.

Behaviour of tritium in the environment. — International atomic energy agency, Vienne 1979, 771 p.

Le devenir des radioéléments produits par les centrales nucléaires et rejetés dans la biosphère est un sujet de grande importance. Un colloque qui s'est tenu à San-Francisco en 1978 a été consacré au tritium. Le but était de mieux connaître la durée de résidence, la nature des déplacements et la distribution du tritium dans divers écosystèmes afin d'en déterminer les consé-

quences pour les êtres vivants. Les diverses subdivisions du livre sont les suivantes. Distribution du tritium: Cette distribution est étudiée à l'échelle mondiale et on note un article sur les conséquences de l'emploi de tritium pour la réalisation de cadrans lumineux dans l'industrie suisse. Evaluation des rejets futurs; mesure des quantités de tritium rejetées; le tritium dans le milieu aquatique et son incorporation dans les êtres vivants; le tritium dans le milieu terrestre; le tritium chez l'homme. Ce volume est une source de documentation importante pour tous les spécialistes de radioécologie.

R. DAJOZ.

Isotopes in lake studies. International atomic energy agency, Vienne 1979, 290 p.

Signalons l'existence de cette publication qui montre par de nombreux exemples comment l'emploi de divers isotopes permet de résoudre des questions d'hydrobiologie lacustre.

R. DAJOZ.

La grande faune pyrénéenne et des montagnes d'Europe. — Actes des colloques internationaux tenus à l'Université de Pau en 1976 et 1978. Un vol. 453 p., édité par le F.I.E.P. (Fonds d'intervention éco-pastoral), 8, rue Gérard Cal 64000 Pau. Prix: 75 F (individuels); 150 F (collectivités) + frais de port.

Après une introduction générale (Ecologie, Biologie et Anthropologie des montagnes), cinq thèmes sont développés et illustrés au travers d'une quarantaine de communication émanant de chercheurs européens. Citons: l'Ours brun; Bouquetin, Chamois, Mouflon, Lynx, Bison; Bétail domestique et sauvage; Grands rapaces et avifaune; Protection de la grande faune (avec en particulier les aspects sociologiques et juridiques).

L'ours est envisagé au niveau pyrénéen (biologie, écologie, anthropologie, histoire, protection) mais aussi au niveau européen. L'accent est porté sur l'urgence et les moyens pratiques de la sauvegarde de l'animal dans le cadre de la revivification du pastoralisme montagnard. L'œuvre du FIEP est exposée: recherche scientifique, sensibilisation des populations, recherche-synthèse sur l'ours au niveau européen.

Aux précieuses mises au point sur mouflon (espèce introduite) et isards s'ajoutent un projet de réintroduction du bouquetin, une réflexion très suggestive sur le bison et des renseignements sur le lynx.

Le problème des races de bétail pyrénéen soulève les aspects génétiques et socio-économiques de leur conservation.

Des renseignements très précieux au niveau européen sont donnés sur les grands rapaces, signés Terrasse, Brailion, Elosgui, Clouet, Heredia.

Un des intérêts de l'ouvrage est son intérêt très pratique.

Citons une phrase de la postface :

« L'atomisation des pouvoirs en de multiples bastions administratifs empêche même les administratifs de bon vouloir d'œuvrer efficacement. Mais le plus grave est soit le manque d'information, soit — ce qui est fréquent — le blocage de l'information à un certain niveau du fait d'un groupe de pression (administratif ou politique par exemple). L'ensemble des éléments consignés ici sont utilisables directement par les responsables politiques du pays — des pays — car on y étudie la grande faune en rapport avec les civilisations correspondantes ».

Signalons l'intérêt de l'iconographie, en particulier les photos d'ours et spécialement celle qui orne la couverture de l'ouvrage.

Le prochain colloque centré sur l'ours brun aura lieu à Pau en mars 1981. Pour tous renseignements s'adresser au signataire de ces lignes.

Claude DENDALETCHÉ.

J. BLONDEL. — *Biogéographie et écologie*. Collection d'Ecologie 15, Préface du Professeur F. Bourrière, Editions Masson, 1979, 173 p.

Blondel qui est bien connu des écologistes français nous donne ici un ouvrage assez condensé comportant le diagnostic des distributions, la composition et la structure des peuplements, les stratégies d'occupation de l'espace écologique et la régulation des peuplements, les successions écologiques et développement de l'écosystème, ainsi que les peuplements insulaires.

Bien entendu, comme on pouvait s'y attendre, ce sont essentiellement les oiseaux qui sont cités en exemple, mais il faut reconnaître n'importe comment qu'ils constituent un excellent matériel pour différents types d'analyses écologiques.

La rédaction est très claire, et la présentation excellente. Il est incontestable que cet ouvrage honore son auteur et qu'il sera une source de renseignements extrêmement précieux pour chacun d'entre nous

C.D.D.

Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Conseil de l'Europe, série des Traités européens, n° 104, Berne, 19-10-1979, 27 p.

Le texte de cette importante convention, signée à Berne, mais non encore ratifiée par le parlement français est important à connaître pour tous les écologistes.

C.D.D.

Droit nucléaire. — Collection C.E.A. Commissariat à l'Energie Atomique. Série Synthèses. Rédigé sous la direction de M. PASCAL. Préface de Henri LAVAILL, Président de Section au Conseil d'Etat. 1979, 462 p., organisé sur la direction de Maurice PASCAL. Editions Eyrolles, 6, boulevard Saint-Germain, 75240 Paris.

Les principaux décrets et lois sont fournis en annexe ainsi qu'un glossaire.

Au total, en 462 pages, une excellente synthèse exposant très bien les problèmes.

C.D.D.

Les zones humides (marais, vasières salées, tourbières, étangs...). — 54^e volume de la collection « Environnement » dirigée par MM. Serge ANTOINE et Louis DOMINICI, La Documentation Française, Paris, 1979, 141 p.

Compte rendu d'un colloque itinérant consacré aux « zones humides » qui s'est tenu du 13 au 17 septembre 1976. A partir de Marly-le-Roy, une excursion en Sologne, dans l'Est de la France, dans le Nord et en Normandie a été l'occasion de discussions fructueuses.

Une quarantaine de stagiaires correspondait à l'ensemble des pays européens, ainsi qu'une vingtaine d'autres participants qui étaient les hôtes.

Cette plaquette de 141 pages comprend des études sur les lacs de montagne, sur les types de végétation en zones humides, ainsi que sur l'aménagement et la conservation

Notons également la présentation de la Sologne, du réservoir Marne et du Marais Vernier.

Au total, beaucoup de renseignements utiles qui intéresseront tous les membres de notre Société.

C.D.D.

GROS (François), JACOB (François) et ROYER (Pierre). — **Rapport au Président de la République, Sciences de la vie et société. La documentation française**, 29-31, Quai Voltaire, 75340 Paris Cedex 07. 1979, 288 p.

Il n'est pas question de rendre compte ici de cet important ouvrage que l'on peut se procurer facilement. Les passages qui correspondent plus particulièrement à l'Écologie sont : première partie, chapitre 4, deuxième partie, chapitres 2 et 3, quatrième partie, chapitre 5, ainsi d'ailleurs que pour l'ensemble, résumés propositions, et les conclusions générales, et bien entendu, l'ensemble de la cinquième partie qui tient obligatoirement compte de l'Écologie.

Peut-être, peut-on regretter que ce rapport dans son ensemble soit un peu aristocratique, c'est-à-dire, ne souligne pas suffisamment l'importance des disciplines de base, ainsi que les moyens d'assumer la politique d'avenir, à savoir l'enseignement à tous ses niveaux. Ce qui a d'ailleurs été fait excellemment par M. Jacob lors de la réunion de l'A.P.B.G.. Il s'agit néanmoins d'une synthèse fort intéressante à lire, et dont nous souhaitons qu'elle puisse déboucher, mieux que les autres rapports sur des réalités concrètes.

C.D.D.

HEIM (J.L.), 1979. — **700 000 siècles d'histoire humaine. Une introduction à l'histoire paléontologique de l'Homme**. Préface de P.P. Grassé, Membre de l'Institut, 96 p.

Nous avons lu cet ouvrage d'introduction à la Préhistoire humaine avec beaucoup d'intérêt, car il présente d'une façon courte et didactique beaucoup de documents dont certains sont récents et que l'on aime par conséquent trouver ainsi réunis. On ne peut citer à ce sujet que la dernière phrase du Professeur P.P. Grassé : « A ce livre, petit par ses dimensions mais grand par la qualité de son information, le lecteur peut faire confiance. Il n'y puisera que des données soumises à une judicieuse critique, passées au crible du bon sens. La science n'y est pas confondue avec la science fiction. On ne saurait lui décerner un plus grand éloge », en nous y associant étroitement.

C.D.D.

FREYSSEN (A.H.I.) and J.W. WOLDENDORP, 1977. — **Structure and Functioning of plant populations**. 323 p., 12^e série, vol. 70. Editor's adress : *Institute for ecological research*. — Kemperbergerweg 67, 6816 RM Arnhem. — Pays-Bas.

Communications présentées du 9 au 12 mai 1977 au colloque de Wageningen. Les différents chapitres sont les suivants :

T. A. RABOTNOV : Les cénopopulations des plantes se reproduisant par graines.

J. L. HARPER : La démographie des plantes à croissance clonale.

R. W. ALLARD, R. D. MILLER et A. L. KAHLER : Les relations entre l'hétérogénéité et l'environnement et le polymorphisme génétique.

D. A. LEVIN et J. B. WILSON : Les implications génétiques des adaptations écologiques dans les plantes.

J. P. GRIME : Interprétation des variations à petite échelle dans la distribution des plantes dans l'espace et dans le temps.

J. P. VAN DEN BERGH et W. G. BRAAKHEKKE : Coexistence des espèces en fonction des différenciations des niches.

F. W. : Approches expérimentales des problèmes écologiques.

W. ERNST : Facteurs édaphiques chimiques déterminant la croissance des plantes.

R. BROUWER : Conditions physiques des sols et croissance végétale.

P. J. C. KUIPER : Mécanismes de l'adaptation aux facteurs physiques et chimiques chez les plantes.

J. W. WOLDENDORP : La rhizosphère comme partie du système plantes-sol.

B. MOSEY : Mycorrhizes et croissance des plantes.

J. C. ZADOKS : L'environnement biotique des plantes.

La plupart de ces chapitres sont forts importants pour tous les écologistes, et particulièrement ceux qui s'intéressent à l'écologie du sol. Les discussions suivant chacun des chapitres sont également fort intéressantes.

C.D.D.

LANGANEY (André), 1979. — **Le sexe et l'innovation**, 188 p. Editions du Seuil, 2, rue Jacob, Paris VI.

Le fait d'aborder le problème de la sexualité, choisi par A. Langaney, est fort intéressant et fertile en idées qui sont la plupart du temps mal exprimées, mais qui le sont ici, parfaitement.

L'avènement de la sexualité est que *un donne deux* devient *deux donne un*. Et, c'est le miracle de l'évolution, très bien retracé dans cet ouvrage, qui définit parfaitement le rôle du sexe dans l'innovation. Ce livre est alerte, fort bien écrit, et nous donne un aperçu raisonnablement fourni d'arguments, qui en rend la lecture facile et attrayante. Il n'y a pas de mal à le dire, car il s'agissait réellement d'un sujet difficile et encore jamais traité sous cet angle de vue.

C.D.D.

MARCUZZI (G.), 1979. — **Biogeographico**. European Ecosystems, vol. 15, 779 p. Dr. W. Junk by Publishers.

Il nous manquait depuis longtemps un ouvrage sur les écosystèmes européens. Notre collègue Marcuzzi était parfaitement désigné pour rédiger ce texte.

De nombreuses cartes de répartition illustrent le volume. Malheureusement, l'édition n'est pas toujours très claire, faute d'un bon encrage.

Le volume est traité par grands écosystèmes, et au niveau de chacun, par milieu, de telle sorte que par exemple, on reverra la faune du sol au niveau de chacun des écosystèmes, et ceci est également valable, notamment pour la faune cavernicole. On ne voit pas comment il aurait pu en être autrement. Mais, peut-être, peut-on regretter, en tout cas c'est mon avis, qu'au début du volume ne figurent pas quelques chapitres introductifs, milieu par milieu. Ceci est valable dans les deux exemples précités, et serait également valable en ce qui concerne la faune littorale marine d'origine terrestre, les xylophages, les phytophages, etc. Je pense que la lecture eût été plus facile, et que peut-être certaines répétitions eussent été évitées. N'importe comment, quand on connaît la compétence de notre collègue de Padoue, on comprendra aisément que ce livre est une source extrêmement riche de renseignements sur l'Europe, avec évidemment une prédilection toute particulière pour les pays que Marcuzzi connaît le mieux personnellement.

C.D.D.

Origines de l'Homme. — Musée de l'Homme, Muséum National d'Histoire Naturelle. Edité sous la direction d'Yves COPPENS. 1976, 147 p.

Ouvrage collectif édité sous forme de livre, à l'occasion de l'exposition qui a eu lieu au Muséum et particulièrement intéressant pour les écologistes, car il essaie

de retracer, en fonction de l'évolution, le cadre de vie de différentes civilisations depuis près de trois millions d'années.

L'illustration est remarquable, et il s'agit d'un excellent document de référence.

C.D.D.

Photosynthesis bibliography, vol. 5/1, 1974, (176 p.) et vol. 5/2, 1974 (p. 177 à 358). Editors Z. Sestak et J. Catsky.

Il s'agit de la continuation d'une entreprise datant de nombreuses années. Les deux fascicules du présent volume publiés en novembre 1979 s'arrêtent à l'année 1974.

C.D.D.

SIMONNET (Dominique), 1979. — **L'écologisme**. Collection *Que sais-je ?* Presses Universitaires de France, 108, boulevard Saint-Germain, 75006 Paris. 127 p.

Excellent petit livre qui met bien en évidence la différence entre l'écologie fondamentale, scientifique, et les problèmes qui se posent au niveau de l'écologisme, chargé de s'engager sur le plan politique. Les problèmes sont bien débattus.

C.D.D.

TRICART (J.) et KILIAN (J.), 1979. — **L'éco-géographie et l'aménagement du milieu naturel**. Librairie François Maspéro, 1, place Paul Painlevé, Paris, 326 p., 12 fig.

Les auteurs sont connus en tant que géomorphologues et géographes. Ils nous donnent ici un ouvrage fort bien structuré.

Les chapitres principaux concernent les études intégrées en morphologie des paysages, compte tenu de l'approche pédologique et des ressources en général. Viennent ensuite une importante partie sur l'étude de l'aménagement du milieu rural et des conclusions générales.

Il est bien difficile de donner un résumé de ce livre qui correspond à une longue expérience.

Notons que la bibliographie est fort complète, mais évidemment, une bibliographie essentiellement de langue française, ce qui est assez naturel en raison des

sujets traités. Par contre, les méthodes australiennes et américaines sont exposées de façon très détaillées et comparées aux méthodes de l'école française. Des graphiques ou des figures plus nombreuses auraient permis probablement d'expliquer mieux certains sujets, comme en particulier les cycles.

Au total, un ouvrage qui sera utile à tous nos collègues.

C.D.D.

RAGEAU (Jean), 1973. — **Les plantes médicinales de Nouvelle Calédonie. Travaux et Documents de l'O.R.S.T.O.M.**, n° 23, 139 p.

Ainsi que le titre l'indique, les plantes sont analysées en fonction de leur influence sur la santé.

Il s'ensuit une étude extrêmement précise des qualités de chacune des espèces.

Cet ouvrage sera évidemment très intéressant pour les personnes qui s'intéressent aux possibilités des flores exotiques sur le plan de la médecine.

C.D.D.

CHAUSSARD (J.P.), EPAIN C., HESSE J., PERTHUIS A., 1976. — **Mammifères de Sologne**. Institut International d'Ethnoscience. B. P. 11025, 75224 Paris Cedex 05, 176 p.

Il s'agit d'une faune de Sologne, établie suivant la technique des rectangles.

Les données fournies sur les stocks et sur les captures, ainsi que la bibliographie très détaillée, seront utiles à tous les écologistes travaillant dans cette zone.

C.D.D.

MINELLI (A.), 1977. — **1. Irudinei (Hirudinea)** — Consiglio nazionale delle ricerche AQ 1/2 — Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane — Collana del progetto finalizzato « Promozione della qualità dell'ambiente » AQ 1/2, 43 p.

OLMI (M.), 1978. — **2. Triopidi, Elmintidi (Coleoptera Dryopidae, Elminthidae)** — Consiglio nazionale delle ricerche, AQ 1/6, 71 p.

RIVOSECHI (L.), 1978. — **3. Simuliidi (Diptera Simuliidae)** — Consiglio nazionale delle ricerche AQ 1/7, 88 p.

FROGLIA (C.), 1978. — **Decapodi (Crustacea Decapoda)** — Consiglio nazionale ricerche, AQ 1/9, 39 p.

Cette série, dont la coordination est assurée par notre collègue Sandro Ruffo, envisage de donner un aperçu de la faune des eaux continentales italiennes.

Les illustrations sont bonnes, ainsi que les clés de détermination.

Nous regrettons personnellement que la bibliographie ne soit pas plus étendue, ce qui eut été fort utile, et que les localités ne soient pas définies d'une façon plus précise, notamment quand il s'agit d'espèces très strictement endémiques.

ROSSELOT (B.), — **Les serpents dangereux du Burundi**, 1977, 63 p. Avec 38 dessins originaux de l'auteur. République Française, Ministère de la Coopération, Ouvrage publié avec le concours du Fonds d'Aide et de Coopération de la République Française. Ministère de la Coopération, Service de l'Administration Générale, 20, rue Monsieur, 75700 Paris.

ASSOCIATION DES PROFESSEURS DE BIOLOGIE ET GÉOLOGIE

Paris, 1^{er} décembre 1979

Cette année, à la Maison de la Chimie, s'est déroulée le samedi 1^{er} décembre 1979 une réunion fort importante sur l'enseignement des sciences naturelles dans le cadre des différents enseignements.

Les personnes qui ont fait des exposés ont été les suivantes :

M. F. JACOB, Professeur au Collège de France, Membre de l'Institut, Prix Nobel, Président de la réunion;

M. ULYSSE, Président de l'A.P.B.G.;

M. F. GROS, Professeur au Collège de France, membre de l'Institut, Directeur Général de l'Institut Pasteur;

M. J. M. ROBERT, Professeur à l'Université Claude Bernard (Lyon I), médecin des hôpitaux;

M. B. TANTON, Ingénieur Général du génie rural, des eaux et des forêts, représentant M. Y. BETOLAUD, Directeur général de l'Office National des Forêts;

M. l'Inspecteur Général BOUE;

M. L. VLUM, Professeur à l'Université d'Amsterdam, Président de l'E.C.B.A. (Association des biologistes des communautés européennes).

A la suite de chaque intervention, des questions ont été posées par les instituteurs, les professeurs du secondaire et les professeurs des Universités et des Grands Etablissements. Les réponses avaient lieu à la fin de la réunion après regroupement.

Notre Société était évidemment très intéressée par ce débat, puisque depuis sa création elle a collaboré avec l'A.P.B.G. à Orsay et à Lyon; la réunion de Lyon était plus particulièrement orientée vers les Universités.

Les exposés furent excellents et tendaient à reclasser l'enseignement de la biologie et de la géologie, y compris bien entendu de l'écologie et de l'éthologie ainsi que des sciences humaines dans le cadre infiniment plus vaste de la formation des jeunes esprits.

Il fut souligné à maintes reprises que le contact avec la nature et avec la vie en général avait une valeur particulièrement formative. Il fut aussi regretté que dans les bacs A, B, C et D il y en eût avec sciences naturelles et d'autres qui en fussent totalement dépourvus. Nous avons l'impression que le consensus était formel sur la nécessité d'enseigner les sciences de la vie et de la nature dans toutes les formations, quelle que soit la formule pédagogique adoptée.

D'autre part, en dehors des questions d'aménagements d'horaires, la primauté des formations mathématiques et physiques a été beaucoup contestée, non point quant à leur utilité dans les sciences biologiques, mais quant à leur valeur formatrice selon les différents niveaux d'enseignement. Si les physiciens se plaignent que les mathématiciens leur offrent une mathématique peu

utile donc peu exploitable, l'ensemble des biologistes semble trouver que cette primauté des sciences mathématiques et physiques ne correspond pas nécessairement à la meilleure solution en fonction du développement des personnalités au cours de la croissance. De ce point de vue, la première place occupée chez les enfants par l'observation directe de la nature a été commentée longuement. L'un des congressistes a souligné qu'au XIX^e siècle, dans une société essentiellement rurale, il fallait dans le cadre de l'école obligatoire développer chez les enfants le sens de l'abstraction; par contre, dans une société citadine déracinée par rapport à la nature, à des jeunes nourris d'abstrait, il devient nécessaire d'apprendre le concret dès le premier âge. C'est là l'un des arguments qui militent en faveur des sciences biologiques et géologiques.

La dernière communication fut celle du Professeur VLUM de l'Université d'Amsterdam, Président de l'Association des biologistes des communautés européennes. Il insista sur la nécessité d'une concertation très vigoureuse entre les différents pays de l'Europe de l'Ouest pour harmoniser les programmes et développer un argumentaire serré de façon à ébranler l'action des différents gouvernements. Il se propose d'ailleurs d'organiser en ce sens dès cette année un symposium européen.

Au total, une réunion extrêmement vivante et pleine d'enseignements pour les écologistes.

C.D.D.

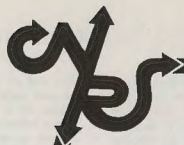
Les biologistes dans la société européenne. — Association des biologistes des communautés européennes. Report of the european communities biologists association. 1979, 32 p. Supplément au bulletin A.P.B.G., n° 4.

Editions anglaise par K. W. THOMAS et L. VLUM.

Edition française par l'A.P.B.G., 29, rue d'Ulm, 75230 Paris Cedex 05.

TABLE DES MATIÈRES DU TOME 10

C. AMIARD-TRIQUET. — Synthèse bibliographique sur la radioécologie du plutonium et des autres transuraniens dans les milieux aquatiques	241
D. BAY. — Etude <i>in situ</i> de la respiration d'une communauté benthique infralittorale au voisinage du laboratoire sous-marin Hydrolab	307
M. BECKER. — Indices de climat lumineux combinant pente et exposition ..	125
M. BHAUD. — Description et utilisation d'un engin de récolte à proximité du sédiment	15
B. COMPS, J. GELPE et J. SAINT-DIDIER. — Nouvelle typologie des landes de la Gascogne : Modèle d'étude sur la commune de Pissos (Landes)	43
P. DAGET. — Etudes sur la végétation du Massif Central. — III. Place du pin sylvestre dans le climat du hêtre en Margeride	315
J. F. DURANTON, M. LAUNOIS, M. H. LAUNOIS-LUONG et M. LECOQ. — Les voies privilégiées de déplacement du criquet migrateur malgache en phase solitaire	107
C. FALCONETTI, G. SEGUIN et R. VAYSSIÈRE. — Premières observations sur des récoltes expérimentales de zooplancton effectuées sur la flexure du plateau continental au large de Calvi (Corse)	203
F. FORGEARD, J. C. GLOAGUEN et J. TOUFFET. — Interception des précipitations et apports au sol d'éléments minéraux par les eaux de pluie et les pluviollessivats dans quelques landes armoricaines	29
G. GAUTHIER. — Etude écologique des communautés de Tréhidés des bords d'étangs en Camargue laguno-marine. I. — Le milieu et la faune (composition, structure et dynamique)	181
D. GILLON et Y. GILLON. — Distribution spatiale des principales espèces d'iules (Myriapodes, Diplopodes) dans une zone cultivée au Sénégal	83
D. GILLON et Y. GILLON. — Estimation du nombre et de la biomasse des iules (Myriapodes, Diplopodes) dans une zone cultivée au Sénégal	95
P. LECTARD. — Mycoflore et mycoécologie des stations halophiles de Lorraine	223
T. W. LEE et G. LASSERRE. — Analyse de la structure et estimation du stock d'une population d'anguilles d'un réservoir à poissons du bassin d'Arcachon	139
F. LIEUTIER. — Les Diptères associés à <i>Ips typographus</i> et <i>Ips sexdentatus</i> (Coleoptera : Scolytidae) en région parisienne, et les variations de leurs populations au cours du cycle annuel	1
C. POINSOT et M. ROGER. — Analyse préliminaire des relations entre le milieu et le peuplement humain sur le littoral de Dunkerque	291
P. ROBAUX et D. BARBIER. — Une niche écologique peu connue : Les poussières des maisons. Son exploitation par les Acariens. Son rôle dans l'asthme bronchique	279
A. TESTE-CRISTOFOLI et B. BALEUX. — Influence du lessivage des sols des bassins versants sur la pollution bactérienne des eaux de l'étang de Thau	55
J. P. THOME et M. DESIÈRE. — Observations préliminaires sur les mécanismes d'attraction de quelques espèces de Coléoptères Hydrophilides coprophiles	211
Résumés de thèses	69, 165, 233, 327
Analyses d'ouvrages	73, 175, 235, 339



L'AUBRAC

ÉCOLOGIE

*le milieu naturel de l'Aubrac
analyse et synthèse de son écologie,
itinéraires écologiques sur le plateau*

- Renseignements sur les moyens d'approche écologique de la région, sur les résultats de l'analyse et de la synthèse des différentes composantes du milieu (végétation, sol, climat...).
- 4 itinéraires écologiques sur les Monts-d'Aubrac sont proposés dans la deuxième partie.
- L'Aubrac, le milieu et les hommes.
- Itinéraires écologiques sur l'Aubrac soulignant les relations entre le milieu naturel et son utilisation par l'homme.
- Lexique des plantes citées et de celles présentes en Aubrac mais non citées dans le texte.

21 × 27 cm, 128 p., broché, 7 fig., 4 pl. trait, 28 phot.,

1 cart. sous pochette au 1/100 000°

ISBN 2-222-02529-X

DOCUMENTATION GRATUITE SUR SIMPLE DEMANDE

Editions du CNRS
15 quai Anatole France 75700 Paris

Le Directeur de la Publication : Cl. DELAMARE DEBOUTTEVILLE

Tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tous procédés réservés pour tous pays.

La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective et, d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou des ayants-droits ou ayants-cause, est illicite » (alinéa 1^{er} de l'article 40).

Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du Code pénal.

Imprimerie Louis-Jean, 05002 Gap (France). Dépôt légal n° 249-1980. — Imprimé en France.

OJD Diffusion — Numéro d'inscription à la Commission Paritaire : 50062.



INSTRUCTIONS AUX AUTEURS

Seuls les membres de la Société à jour de leur cotisation peuvent publier dans le Bulletin. Dans tous les cas les articles proposés seront soumis à un comité de lecture composé par le Conseil de la Société d'Ecologie. Sauf dérogation spéciale les articles ne devront pas dépasser 20 pages imprimées. Les clichés photographiques sont à la charge des auteurs.

Les manuscrits, dactylographiés en double interligne au recto seulement de feuilles numérotées, seront présentés sous leur forme définitive, et rigoureusement soignés dans le fond comme dans la forme. Les noms propres devront être en capitales ou soulignés d'un double trait, les noms scientifiques latins soulignés d'un seul trait. Le titre du manuscrit devra être suivi du prénom et du nom du ou de chacun des auteurs, ainsi que de l'adresse du laboratoire dans lequel le travail a été effectué. Les auteurs éviteront, sauf nécessité impérieuse, les abréviations autres qu'usuelles; les notes infrapaginales, exceptionnelles et courtes, seront numérotées de 1 à n du début de l'article à la fin. Les références bibliographiques seront groupées à la fin du texte dans l'ordre alphabétique des noms d'auteurs; elles devront être conformes au modèle suivant :

De BACH (P.) et SUNDBY (R.A.), 1963. — Competitive displacement between ecological homologues. *Hilgardia*, 34, p. 105-166.

Le titre des périodiques sera abrégé d'après les règles internationales de nomenclature (*World list of scientific publications*, 4^e édition). Tout article de plus de 4 pages imprimées sera précédé d'un résumé en anglais ou en allemand. Ce résumé sera conforme au Code du bon usage en matière de publications scientifiques (UNESCO/NS/177).

Les dessins, exécutés à l'encre de Chine sur papier calque, bristol ou carte à gratter, ainsi que les photos, devront être groupés de façon à éviter le plus possible des frais de mise en page. La réduction souhaitée sera indiquée sur chaque figure. On évitera de fournir des données chiffrées à la fois sous forme de tableaux et de graphiques. Les manuscrits qui ne seront pas présentés suivant ces normes seront renvoyés à leurs auteurs.

Un jeu d'épreuves accompagnées des illustrations est envoyé aux auteurs qui devront retourner l'ensemble après correction et indication de l'emplacement souhaité pour les figures, au plus tard dans un délai de dix jours. La société offre gratuitement 25 tirés à part. Les auteurs qui en désirent davantage joindront un bon de commande en retournant leurs épreuves. Ils régleront la facture directement à l'imprimeur. Les analyses d'ouvrages, nouvelles et les rubriques « Activités de la Société » ne peuvent être fournies sous la forme de tirés à part.

Les membres de la Société peuvent publier dans le Bulletin des travaux originaux, et des mises au point sur des sujets se rapportant aux divers domaines de l'écologie générale et appliquée. Les manuscrits doivent être envoyés soit au Secrétaire du Bulletin, soit de préférence à un membre du Conseil de la spécialité choisie (cf. page de couverture la liste des membres du conseil et leurs spécialités) qui, après lecture, fera parvenir le manuscrit au Secrétaire du Bulletin. Les analyses d'ouvrages ou d'articles de revues suffisamment importants seront également les bienvenus. Dans ce dernier cas il est recommandé de prendre contact au préalable avec le Secrétaire du Bulletin pour éviter les doubles emplois.

TARIF ABONNEMENT 1980

FRANCE :		
Abonnement particulier, membre	150 F	
Abonnement Collectivité	250 F	
ETRANGER :		
Abonnement particulier	200 F	
Abonnement Collectivité	270 F	
Cotisation simple (sans abonnement au bulletin)	40 F	

Les pays suivants sont assimilés à la France : Belgique, Luxembourg, Suisse et Italie.

Le Conseil qui s'est réuni le 18 novembre, tient à faire remarquer que les réajustements proposés sont absolument indispensables dans les conditions économiques actuelles. Il n'en demeure pas moins que le *Bulletin d'Ecologie* reste certainement le périodique français d'écologie le meilleur marché.

IMPORTANT

Toutes les cotisations doivent, désormais, être payées directement et de façon impersonnelle à M. le Trésorier de la Société d'Ecologie, et adressées à :

Monsieur le Trésorier de la Société d'Ecologie
S/Covert de M. le Secrétaire général
4, avenue du Petit Château
F 91800 BRUNOY
C.C.P. n° 30279-62 LA SOURCE

Ceci, afin de tenir à jour correctement le fichier. Le Secrétaire général enverra au trésorier les chèques et les rectifications à faire au fichier de façon à lui faciliter la tâche.

3 JUIL. 1980